

Tilbakeføring av Hjerkinns skytefelt til sivile formål – temautredning Økosystem, villrein og moskus

Per Jordhøy
Christian Nellemann
Olav Strand
Ingunn Vistnes

NINA Norsk institutt for naturforskning

Rapport til Forsvarsbygg

Forord

Forsvaret ønsker å få utarbeidet en utredning om økosystem, herunder villrein, i forbindelse med tilbakeføring av Forsvarets øvingsfelt på Hjerkin. Dette området innehar svært viktige kvaliteter/habitater for villreinen i Snøhetta villreinområde. Målet er å få belyst hvilke konsekvenser tilbakeføringen vil ha for denne arten, ved ulike definerte tilbakeføringsalternativer.

Vi har gjennomgått eksisterende, aktuell og relevant kunnskap i henhold til problemstillingen i mandatet.

Storparten av rapportens basisdel har generelt preg, men inneholder nødvendig og aktuell villreinøkologisk kunnskap. Her beskrives generelle sider angående villreinens status og sårbarhet, samt offisielle forvaltningsmål. Videre gjøres det en gjennomgang av kunnskapstatus vedrørende dynamikken i villreinens arealbruk, samt effekter av inngrep og forstyrrelser på villrein. Denne basiskunnskapen er viktig for forståelsen av villreinens økologi og menneskeskapte handlinger innen leveområdene.

I rapportens spesielle del blir det gjort opp status over villreinens bruksmønster i de østlige deler av Snøhettaområdet i dag og tidligere, samt innen skytefeltarealet. En har her tatt utgangspunkt i relevante publiserte arbeider, dataserier og lokal informasjon som gir vesentlige holdepunkter om dette. Videre har vi gjennomført spesifikke unnavikelsesstudier langs vegstrekningene, herunder Hjerkin – Snøheim.

Avslutningsvis gjøres villreinaglige vurderinger ut fra de problemstillinger som er skissert i oppdragsnotatets villreindel, i den grad dette er mulig ut fra kjent kunnskapsbasis.

En kort statusbeskrivelse av moskus, skrevet av Tord Bretten, inngår som en egen del i utredningen.

Vi takker Forsvarsbygg, samt Forsvarets skytefeltadministrasjon, Hjerkin, for godt samarbeid og positiv assistanse i forbindelse med feltmålinger vinteren 2003.

Trondheim, februar 2003

Per Jordhøy
Prosjektleder

Sammendrag

Norge er i dag ansvarsnasjon for bevaring av villrein i Europa og forvalter mer enn 90 % av den Europeiske villreinen innenfor 23 mer eller mindre adskilte områder i Sør-Norge. En ny FN-rapport fastslår at verdens naturmangfold (herunder villreinen og tilhørende leveområder) er truet av moderne, menneskeskapt infrastruktur. For første gang åpnes det nå en potensiell mulighet for å snu denne negative "bit for bit utviklingen".

Jernbane, veg- og kraftutbygging, samt forswarets anlegg har redusert og fragmentert Europas eneste opprinnelige fjellrein i 6-7 delområder/enkeltbestander. Dette har skapt en skjev sesongbeitefordeling i enkeltområdene og dermed en redusert bæreevne og robusthet for bestanden. I Snøhettaområdet er vinterbeitet en klar minimumsfaktor, mens det tilgrensende Rondaneterrenget har lite sommerbeiter, men svært rike lavressurser og gunstige snøforhold. Minimumsressursen for bestanden i Snøhettaområdet, vinterbeitet, har høy forekomst i skytefeltarealet og omegn. Totalt sett har skytefeltet svært viktige habitatkvaliteter og helårsressurser for reinen i Snøhettaområdet og det er lite uproduktivt beiteareal her sammenlignet med totalområdet.

Historiske fangstanlegg for rein viser at reinen før moderne tid hadde et stort, sammenhengende leveområde i Dovre – Rondanetraktene. Fangstanleggene viser at spesielt området Snøheim-Hjerkinn og over dalføret mot Rondane utgjorde helt sentrale trekkruer. Et stort omfang av kartfestede bestandsdata fra de siste 30 år viser at skytefeltets sentrale aktivitetsområde har hatt få og sporadiske observasjoner av rein, mens de ytre deler har hatt en betydelig observasjonsfrekvens. Dette må tolkes slik at dette området fortsatt har entydig stor betydning for reinen.

De viktigste følger av Forsvarets aktivitet på fauna i området er forstyrrelse av reinen langs med Forsvarets vegnett i området. Satelittbilder, tidligere beite- og bestandsregistreringer samt nye målinger bekrefter klart at områdene rundt både Ringveien og spesielt området Stridåi-Hjerkinn-Kolla i dag har et større vinterbeitetilfang som følge av mindre beiting i den perioden Forsvaret har hatt aktivitet her. Biomassen av lav er gjennomgående 5-20 ganger høyere enn noe annet sted i Snøhetta i dag, og står i kontrast til reinens bruk av andre ytre områder i Snøhetta. Reinens slitasje på lavmattene indikerer en klar unnvikelse og reduksjon i bruk av områdene inn mot midtre- og nedre deler av Snøheimvegen, så vel som til E6. Resultatene fra unnvikelsesstudiene viser at reinen har brukt nærområdene til Snøheimvegen langt mindre enn bakgrunnsområdene, ved sammenlignbar høyde, vegetasjon og snøforhold.

Veinettet utgjør således en av de største skadevirkninger Forsvarets aktiviteter har hatt i skytefeltet. En rekke studier har vist at reinen responderer relativt direkte på forandringer i inngrepsmassen i sine leveområder. En opprettholdelse av vegnettet, herunder strekningen Hjerkinn-Stridåbrua, vil medføre en permanent fortsettelse av hovedskadevirkningene som Forsvarets aktiviteter har påført dyrelivet i området, og vil med stor sannsynlighet kunne forsterke denne virkningen ved overføring til almen og mer ukontrollerbar sivil bruk. En tilbakeføring av faste inngrep i form av veger, vil øke andelen av kvalifisert villmark i området betydelig. I tillegg vil sanering av Snøheim ha klar positiv betydning for reinen på lang sikt. Dette vil sikre tilbakeføring av reinens leveområde og tilhørende kvaliteter som tilsvarer tilstanden før

etableringen av skytefeltet. Herunder vil en på lang sikt kunne påregne en økning i bæreevnen på 10-15%.

Innhold

1. Norsk villreinformvaltning – status og mål

- 1.1 Leveområder
- 1.2 Fragmentering
- 1.3 Villreinformvaltningens målvalg

2. Kunnskapsstatus

- 2.3 Villreinens sårbarhet
 - 2.3.1 Bestandsdynamikk og matbegrensing
 - 2.3.2 Effekter av rovdyr og jakt
 - 2.3.3 Produksjonsegenskaper i lavmatta
- 2.4 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein
 - 2.4.1 Definisjon av effekter
 - 2.4.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein

3. Snøhetta villreinområde

- 3.3 Naturgrunnlag
 - 3.3.1 Berggrunn
 - 3.3.2 Landformer
 - 3.3.3 Klima og værslag
 - 3.3.4 Beiter
 - 3.3.5 Naturgrunnlag og habitatkvaliteter innen skytefeltarealet
- 3.4 Reinens arealbruk
- 3.5 Bestand og arealbruksmønster i Snøhettaområdet
 - 3.5.1 Reinens historiske bruk av Dovrefjell
 - 3.5.2 Reinens arealbruk i de sentrale og østlige deler av Snøhettaområdet
 - 3.5.3 Reinens arealbruk i skytefeltet og tilgrensende områder

4. Menneskelig påvirkning i Snøhettaområdet

- 4.3 Inngrep og forstyrrelser
 - 4.3.1 Eksisterende inngrep og forstyrrelser i skytefeltet
 - 4.3.2 Planlagte endringer av infrastrukturen i feltet

5. Villreinfaglig vurdering

- 5.1 Diskusjon
- 5.2 Oppdragets konkrete problemstillinger - Tilnærming
- 5.3 Villreinfaglig vurdering ved ulike tilbakeføringsstrategier
- 5.4 Forslag til tiltak

6. Moskusens historie, status og utbredelse i området

7. Forslag til oppfølging og overvåkning

8. Litteratur

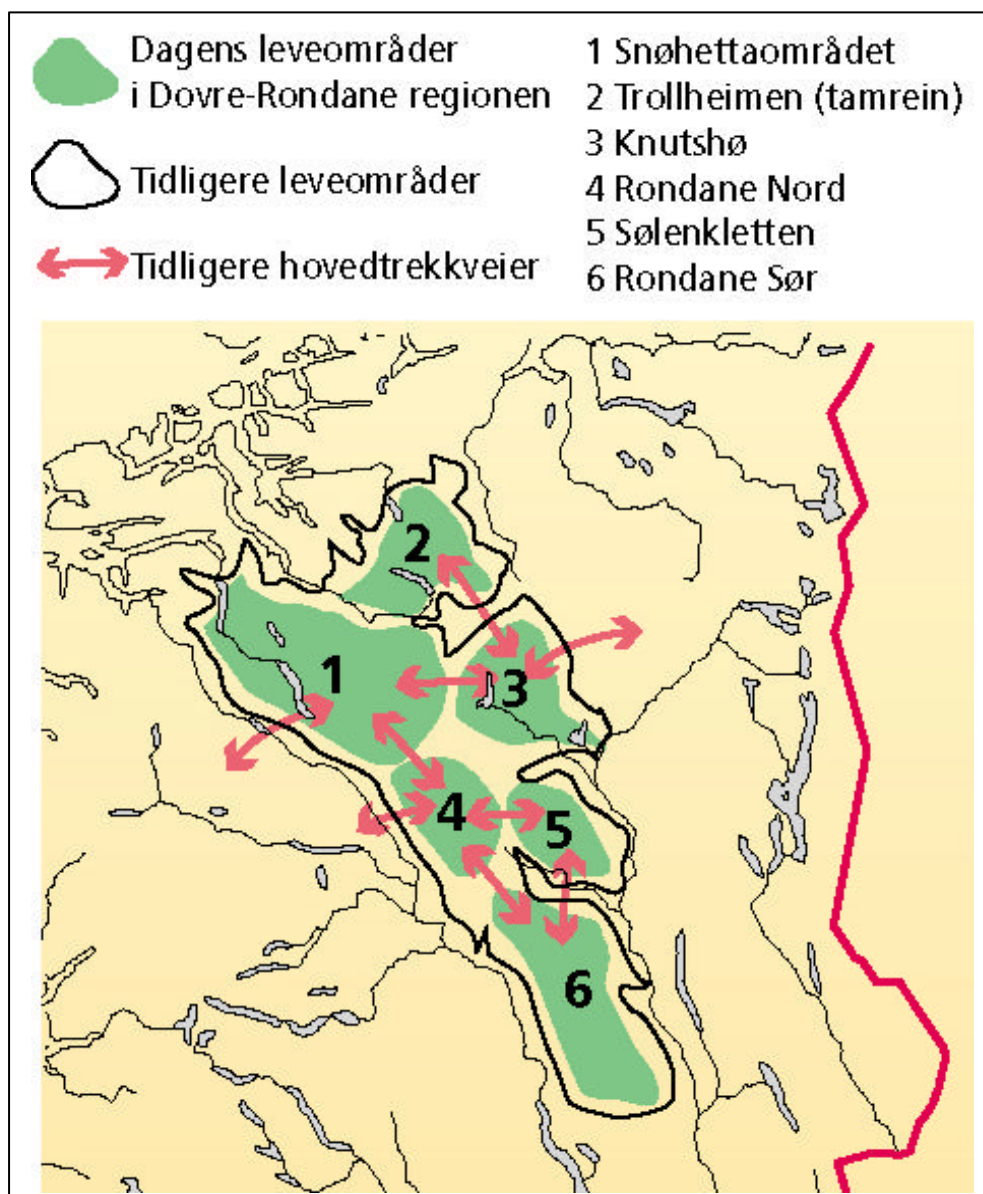
1 Norsk villreinforvaltning - status og mål

1.1 Leveområder

Villreinens utbredelse i Sør-Norge er et resultat av såvel naturlige betingelser som menneskeskapte barrierer (Reimers, Villmo et al. 1980, Jordhøy, Strand et al. 1997). De større dalstrøkene med skogkledde områder deler opp fjellandskapet, hvor villreinen har sitt naturlige tilhold. Før det moderne menneskets påvirkning startet var de sør-norske fjellområdene del av et større sammenhengende område som ble brukt av villrein, og hvor flokkene kunne vandre mer eller mindre fritt mellom de ulike bruks- og funksjonsområdene (Skogland & Mølmen 1980, Jordhøy, Strand et al. 1997). En viktig dokumentasjon på dette er en rekke større historiske fangstsystemer i områder hvor reinsdyra naturlig hadde sine trekkveger.

I løpet av de siste 100 åra har det funnet sted en rekke inngrep og kilder til forstyrrelser som har påvirket villreinens naturlige vandringsmønstre. Det mest kjente eksemplet i så måte er E6 og jernbanen over Dovrefjell, som har medført en oppdeling av Dovrefjellplatået som leveområde for den ville fjellreinen (Skogland 1986, Jordhøy 2001), (**figur 1**). I tillegg til disse reelle barrierene har en også innført en del administrative grenser for forvaltningen av de ulike områdene, som i større eller mindre grad samsvarer med de biologiske grensene for hver av bestandene (Skogland 1994). Dagens villreinområder er dermed et resultat både av naturlige betingelser, menneskeskapte barrierer og rent administrative grenser. Den totale sør-norske villreinbestanden teller i dag ca 30 000 dyr. Disse forvaltes innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder, hvorav Hardangervidda er det klart største både hva areal og bestand angår (Jordhøy et al. 1997) (**figur 2**).

Innen Skandinavia finnes vill fjellrein bare i Sør-Norge, mens det i de øvrige deler er tamrein. Norge er derfor i en særstilling, og har et spesielt ansvar for bevaring av villrein i Europa (DN 1995).



Figur 1. Villreinsens tidligere leveområde i Dovre-Rondane sammenlignet med dagens leveområder (Jordhøy 2001).

Villreindistrikter og villreinområder i Norge

Wild reindeer regions and areas in Norway

Villreindistrikter

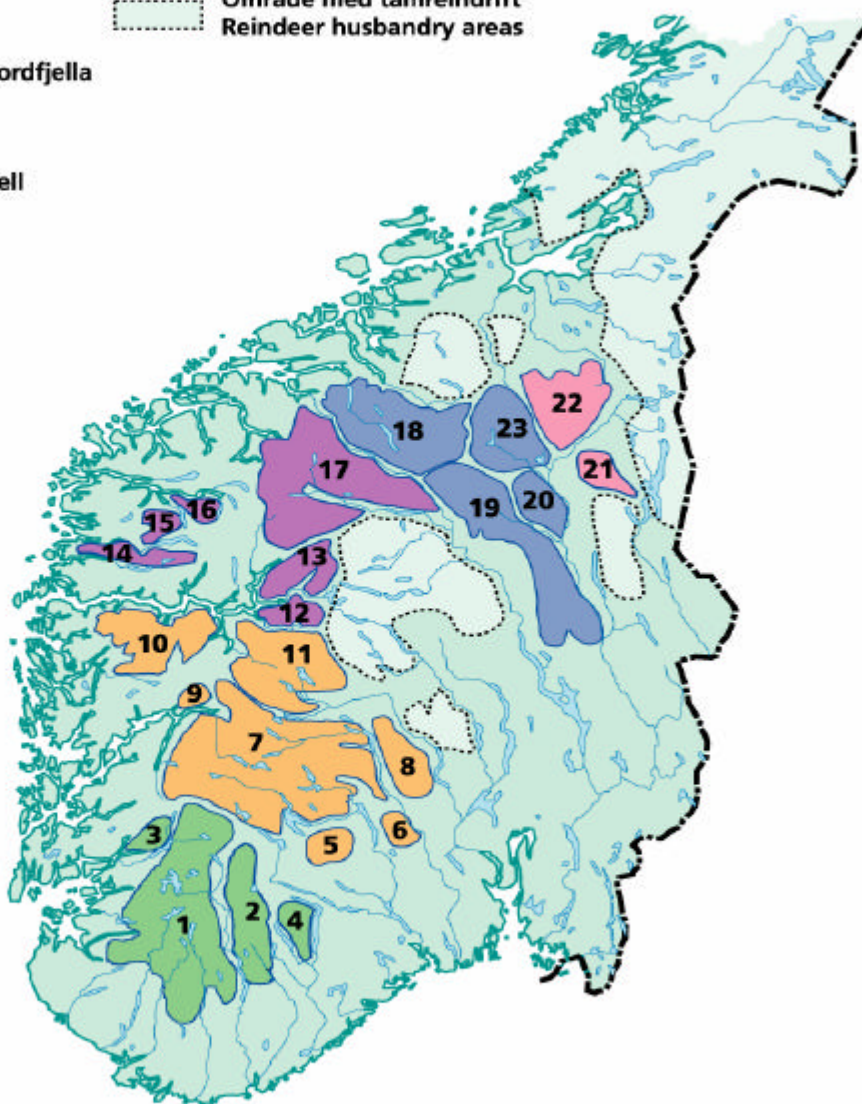
Wild reindeer regions



Villreinområder

Wild reindeer areas

- 1 Setesdal Ryfylke
- 2 Setesdal Austhei
- 3 Skaulen Etnefjell
- 4 Våmur - Roan
- 5 Brattefjell - Vindeggen
- 6 Blefjell
- 7 Hardangervidda
- 8 Norefjell - Reinsjøfjell
- 9 Oksenhalvøya
- 10 Fjellheimen
- 11 Nordfjella
- 12 Lærdal - Årdal
- 13 Vest - Jotunheimen
- 14 Sunnfjord
- 15 Førdefjella
- 16 Svartebotnen
- 17 Ottadalsområdet
- 18 Snøhetta
- 19 Rondane
- 20 Sølnekletten
- 21 Tolga Østfjell
- 22 Forelhogna
- 23 Knutshø



Opprinnelig villrein : 18, 19, 20, 23
Originally wild reindeer

Tam- og villrein : 1, 2, 4, 5, 6, 7, 11, 12
Mixed domestic and wild reindeer

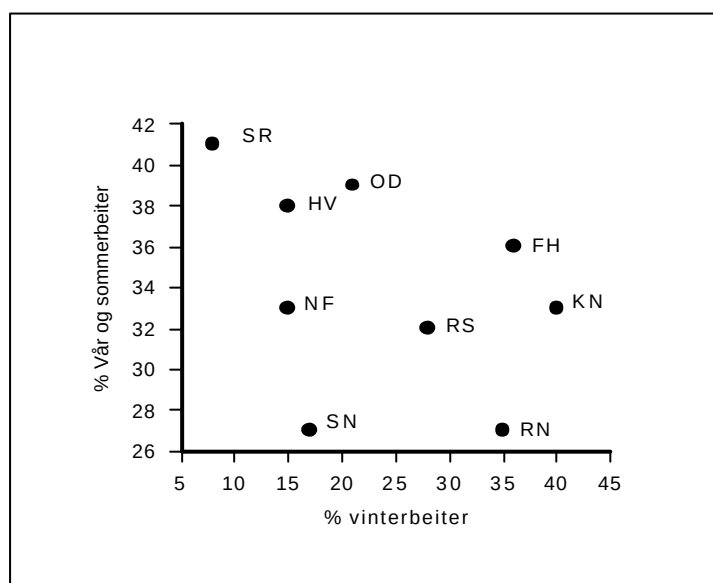
Opprinnelig tamrein : 3, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 22
Originally domestic reindeer



Figur 2. Dagens leveområder for villrein i Sør-Norge

1.2 Fragmentering

Oppdelingen av fjellområdene har medført at villreinbestandene i dag forvaltes innen 24 mer eller mindre adskilte enheter. Størrelsen på de enkelte områdene varierer betydelig fra de minste områdene på Vestlandet til Hardangervidda, som med sine 8 200 km² er landets største villreinområde (Jordhøy et al. 1997). Oppdelingen av fjellområdene har også medført at beitetilgangen varierer betydelig mellom de forskjellige områdene. Dette er et resultat av forskjeller i topografi, berggrunn, klima og beitetrykket i de enkelte områdene. Spesielt framtrædende her er øst/vest gradienten i årsnedbøren. Nedbøren avtar fra vest til øst og bidrar sammen med høgdeforskjeller til at det er betydelig mindre innslag av vinterbeiter i de vestligste fjellområdene (Warenberg et al. 1997). Andelen vinterbeiter er for eksempel betydelig mindre i villreinområder med oseanisk klima som Setesdal Ryfylkeheiene, Hardangervidda og Snøhettaområdet (**Figur 3**).



Figur 3. Fordeling av sesongbeiter i de største villreinområdene våre. SR: Setesdal-Ryfylkeheiene OD: Ottadalen HV: Hardangervidda FH: Forelhogna NF: Nordfjella RS: Rondane Sør RN: Rondane Nord KN: Knutshø SN: Snøhetta

Den geografiske fordelingen av sommer- og vinterbeitene er også av betydning for villreinens vandringsmønster og arealbruk (Skogland 1984, Skogland 1989). I tillegg til de naturlige begrensningene for vinterbeitenes utbredelse, har villreinområder som Snøhetta, Hardangervidda og Nordfjella redusert vinterbeitetilgang på grunn av tidligere perioder med overbeiting.

Utover de overordna prosessene bak oppdelingen av villreinens leveområder, vet vi også at det innen de enkelte villreinområdene pågår en prosess som medfører at viktige funksjonsområder (for eksempel vinterbeiter) går ut av bruk. Eksempler her er tangeområdene på østsida av Hardangervidda som mer eller mindre er gått ut av bruk de siste 20-30 åra, som følge av vegframføring og en generell utbygging med tilhørende forstyrrelser (Skogland 1993). Vi kan derfor gjenkjenne en fragmenteringsprosess som kan virke på to ulike nivåer:

1. Ved at det etableres barrierer mellom ulike fjellområder som hindrer utveksling av dyr og som påvirker villreinens vandringsmuligheter.
2. Ved en prosess innen villreinområdene som gjennom påvirkning av villreinens trekk- og beitemønster endrer reinens arealbruk og mattilgang.

1.3 Villreinformvaltningens målvalg

Utvikling av det moderne samfunnet med tilhørende økning i presset på/utnyttelsen av naturmiljøet medfører at tidligere sammenhengende naturområder blir oppdelt i stadig mindre enheter. Denne fragmenteringsprosessen utgjør den største trusselen mot framtidig bevaring av det biologisk mangfoldet. Denne erkjennelsen har medført at det både fra forvaltnings- og forskningshold har blitt rettet betydelig oppmerksomhet mot disse prosessene. Nærmere bestemt; betydningen som fragmentering har på biologisk mangfold, enkelt- arters overlevelse og naturmiljøets produktivitet gjennom utnyttelse av fornybare ressurser (Soulé & Wilcox 1980, Wiens 1990, Opdam 1991, Andrén 1994, Hanski et al. 1995, Fahrig 1997, Dooley & Bowers 1998, Milner Gulland & Mace 1998).

I forbindelse med fokuseringen på fragmenteringsprosessene er det gjort ulike forsøk på å formalisere ulike mål for forvaltningen gjennom begreper som "levedyktig bestand" og "bestandsstørrelse som er nødvendig for å opprettholde genetisk variasjonsbredde" osv. Disse begrepene er rettet mot forståelsen av små bestanders dynamikk- og utdøingsrisiko. Begrepene er derfor lite formålstjenlige i forbindelse med forvaltningen av store og høstbare bestander (Caughley 1994, Caughley & Gunn 1996). Bruken og bevaringen av villreinbestandene er nært knyttet til høsting og bruk av fornybare ressurser. Bærekraftighet og produksjonskapasitet er derfor et mer anvendelig begrep som mål på forvaltningen av disse bestandene (DN 1995). I dette ligger at en skal opprettholde eller forbedre produksjonspotensialet som ligger i de fornybare ressursene, og at dagens bruk ikke skal medføre at framtidige generasjoner mister muligheten til en tilsvarende ressursutnyttelse. Dette begrepsapparatet og målvalget er også implementert i villreinformvaltningen ved at en har vektlagt langsiktighet i målene framfor kortsiktig økonomisk optimalitet. Hovedmålsetningene med villreinformvaltningen ligger i dag nedfelt i DN's handlingsplan for hjortevilt mot år 2000, hvor det for villreinens vedkommende heter at "Produksjonspotensialet i villreinbestandene skal kunne opprettholdes på dagens nivå eller forbedres, og at de skal ha en beitetilgang og kondisjon som gir en tilstrekkelig bufferevne mot ytre påvirkning" (DN 1995).

2 Kunnskapsstatus

2.1. Villreinens sårbarhet

Konsekvensene av menneskeskapte inngrep og forstyrrelser på naturmiljøet har vært et sentralt forskningstema de siste 20-30 åra (Hockin et al. 1992, Spellerberg 1998). Som resultat av denne forskningsinnsatsen har både kunnskapen om effektene av disse problemene og metodikken som brukes i forskningen endret seg betraktelig (Gill & Sutherland, 2000). Fra å være undersøkelser som i all hovedsak var rettet mot individuelle reaksjoner på enkeltforstyrrelser eller enkeltinngrep (f. eks. hvordan en rein reagerer på forstyrrelse fra helikopter) har en i større grad fokusert på hvordan populasjoner påvirkes av summen av inngrep og forstyrrelser, såkalte kumulative

effekter. I denne sammenheng har nyere forskning dokumentert at tettheten av ulike organismer reduseres i områder med mye menneskelig aktivitet eller infrastruktur (Nellemann et al. 2001). Et eksempel på omfanget av denne forskningsaktiviteten og i hvilken grad en har påvist slike effekter er at det i databasen til Bath Information service er hele 308 enkeltartikler på temaet **menneskelige forstyrrelser** i perioden mellom 1988 og 1997 (Gill & Sutherland 2000). Dokumentasjonen på slike effekter omfatter ulike artsgrupper og inkluderer insekter, krypdyr, fugler, klauvdyr (inkl. villrein), rovdyr og aper (Nellemann et al. 2001). Et fellestrekk ved disse undersøkelsene er at effektene ser ut til å være størst hos organismer som lever i åpne landskap (for eksempel fjell- eller tundraområder), og at jakt bidrar til at effektene enten forsterkes i jaktperioder (Gill & Sutherland 2000) eller ved at dyr får en generelt større skyhet for mennesker.

En har ofte sett på tetthetsreduksjonen som funksjon av avstand, som det direkte uttrykk for effekter og sårbarheten hos vedkommende art for menneskelig påvirkning (Spellerberg 1998, Nellemann et al. 2001). Det har også blitt påpekt at konsekvensene av slike effekter må forstås med bakgrunn i at populasjonseffektene er betinget av styrken på tetthetsbegrensning og matkonkurranse (Gill et al. 2001). Et hovedmoment her er at sterk tetthetsregulering vil gi dyra få muligheter til å skifte beiteområder, mens bestander under svak tetthetsregulering vil ha lettere for å skifte beiteområder, og vi følgelig lettere vise redusert tetthet i områder med mye forstyrrelser (Sutherland 1998, Gill & Sutherland 2000). En har også innsett at ville dyrs reaksjoner på forstyrrelser ikke er statiske, men dynamiske prosesser som virker som en avveining mellom effekten av forstyrrelsene og kostnadene forbundet med økt tetthet og matkonkurranse i uforstyrte områder (Gill et al. 2001). For villrein er det derfor viktig at en vurderer mulige effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep på bakgrunn av kunnskap om artens økologi og de tetthetsregulerende mekanismene som er virksomme i villreinbestandene. I de neste avsnittene skal vi derfor gå igjennom 3 punkter vi mener er essensielle for villreinens sårbarhet for tekniske inngrep og forstyrrelser.

2.1.1 Bestandsdynamikk og matbegrensning

I likhet med andre klauvdyr er det tilgangen til mat som i størst grad er bestemmende for villrein-bestandenes overlevelse, vekst og reproduksjon (Fowler 1987, Sinclair 1996, Sæther 1997). For å forstå hvordan villrein er tilpasset til sitt naturgrunnlag har vi derfor behov for å kjenne forholdet mellom villreinen og dens "matfat", og hvordan de gjensidig påvirker hverandre (Skogland 1985, Skogland 1990, Reimers 1997). Dette er også essensielt når en skal finne fram til den direkte kostnaden som er forbundet med effekter av inngrep og forstyrrelser uttrykt ved redusert vekst, overlevelse og reproduksjon – til forskjell fra indirekte mål på effekter av forstyrrelser som endringer i beitetid, fluktavstander, eller fysiologiske reaksjoner (som hjerterytme eller energiforbruk)

Villreinen har stor økonomisk og kulturell betydning gjennom hele utbredelsesområdet. Det har derfor vært en betydelig oppmerksomhet rettet mot villreinens bestandsdynamikk og hvilke faktorer i naturmiljøet som begrenser bestandenes produktivitet (Klein 1968, Bergerud 1980, Leader-Williams 1980, Skogland 1985, Gates et al. 1986, Heard & Calef 1986, Adamczewski et al. 1987, Baskin 1990, Couturier et al. 1990, Heard 1990, Skogland 1990, Klein 1991, Messier 1991, Gunn 1992, Seip 1992, Swanson & Barker 1992, Adamczewski et al. 1993,

Crête & Huot 1993, Cameron 1994, Fancy et al. 1994, Bergerud 1996, Ouellet et al. 1996, Arseneault et al. 1997, Reimers 1997, Adams & Dale 1998). I en økologisk sammenheng kan slike begrensninger forstås i forhold til hvordan klima og mattilgang påvirker villreinsens evne til vekst, reproduksjon og overlevelse. Sentralt her er hvordan bestandsstørrelsen (antall dyr) relaterer til mattilgang (Fowler 1987). Tilgangen til beiter varierer mye for de norske villreinbestandene både som følge av lokale geologiske og klimatiske forhold, og som et resultat av tidligere perioder med stor bestandsstørrelse og intensiv beiting. Variasjonsbredden i ressurstilgangen i villreinområdene er så stor at det er vanskelig å peke på en enkelt faktor som den viktigste hva angår begrensninger for villreinbestandenes produktivitet (Reimers 1983, Skogland 1985, Skogland 1990, Reimers 1997). Vi vet imidlertid at overbeiting av vinterbeitene har medført betydelige endringer i enkelte villreinbestanders demografi (overlevelse, vekst og reproduksjon), og at forvaltningstiltak som har redusert bestandsstørrelsen i disse områdene har ført til redusert matbegrensning og over tid økt produktivitet i disse områdene (Gaare & Skogland 1980, Skogland 1983, Skogland 1985, Skogland 1986, Skogland 1988, Skogland 1990, Strand et al. 2000, Strand, Solberg et al. In Prep.). På grunnlag av disse resultatene kjenner vi i dag matbegrensning om vinteren som en av de viktigste begrensende faktorene for villreinbestandene. Videre vet vi at overbeiting av vinterbeitene medfører redusert vekst hos simlene, økt tannslitasje, redusert overlevelse hos kalver og økt fosterdød i slutten av svangerskapet. Til sammen bidrar disse faktorene til at produktiviteten nedsettes kraftig i bestander som vokser ut over grensene for hva de tilgjengelige vinterbeitene setter for bestanden. En må i denne sammenheng nevne at villreinbestandene i Sør-Norge er spesielle på grunn av den betydelige fragmenteringen de har gjennomgått, og at det i dag er få andre faktorer enn jakt og dødelighet som følge av matmangel som bidrar til å redusere veksten i bestandene. Denne utviklingen (fragmentering og fravær av andre naturlige reguleringsmekanismer) bidrar sterkt til at det er en ustabil dynamikk mellom vinterbeiter og rein (Gaare & Skogland 1980, Caughley & Lawton 1981), som bare kan opprettholdes på dagens nivå ved en god bestandsforvaltning og ved at villreinen har tilgang til sine ulike beiteområder (Skogland 1994).

2.1.2 Effekter av rovdyr og jakt

En direkte følge av at vi i gjennom tusener av år har jaktet på villrein, er at den har utviklet høy skyhet for mennesker og at reinen ikke skiller mellom et stort rovdyr, et menneske på tur, eller en jeger. Reinsdyras reaksjon er den samme, og deres eneste beskyttelse mot predasjon er et liv i flokk samt flukt fra eventuelle farer. Den er i så måte ulik skogslevende arter som i større grad bruker skjul som beskyttelse mot rovdyr. "Effektpotensialet" for forstyrrelser er derfor betydelig større i fjellet og åpne landskap. Dette bidrar til at reinen er mer utsatt for å bli negativt påvirket av mennesker.

Dagens villreinbestander er i ulik grad blandet med tamrein, som har mindre skyhet for mennesker enn den opprinnelige ville fjellreinen (Røed 1983, Røed 1985, Røed 1986, Reimers et al. 2000). Dette er en medvirkende årsak til forskjellene i skyhetsgrad vi finner i hos de ulike villreinbestandene. Villreinbestander som vi i dag regner for å være de siste restene av den opprinnelige fjellreinen (Snøhetta og Rondane) har langt større skyhet for mennesker enn rein som i utgangspunktet var tamrein, men som i dag forvaltes som villrein (**Tabell 1**). Villreinbestander som har blitt oppblandet med tamrein (for eks. Hardangerviddareinen), har trolig en skyhet

som ligger nærmere villreinen i Snøhetta/Rondane enn bestander som har sitt opphav i forvilla tamrein (**Tabell 1**).

Tabell 1. Fluktavstand om vinteren hos noen norske villreinbestander (Reimers 2000).

Villreinområde	Opprinnelse	Fluktavstand
Snøhetta/ Rondane	Villrein	Ca 500 meter
Forelhogna	Tamrein	Ca 150 meter
Ottadalen	Tamrein	Ca 120 meter
Norefjell	Tamrein	Ca 90 meter

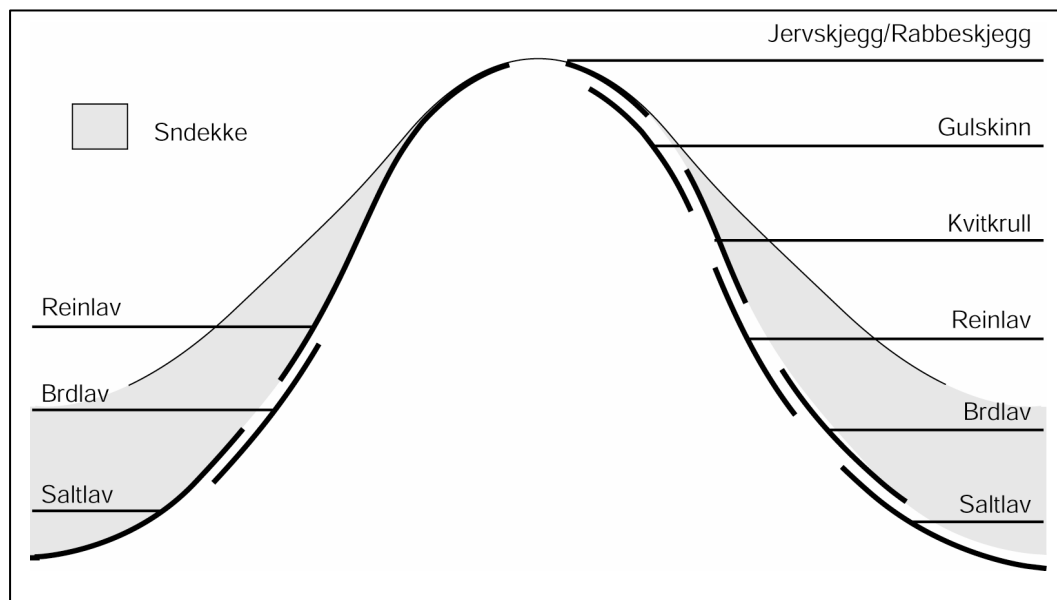
Et viktig moment i forhold til villreinens høye skyhet for mennesker er at jakt og høsting i dag er den viktigste enkeltfaktoren som kan bidra til en balanse mellom antall dyr og beitegrunnet. Vi må derfor forvente at villreinen ikke bare kommer til å beholde sin store skyhet for mennesker, men at denne faktisk kan komme til å øke som en konsekvens av den betydelige avskytingen som er nødvendig for å regulere bestandene. Villreinens sårbarhet for forstyrrelser er også nært knyttet til villreinens spesielle flokkatferd. Flokkstørrelsen varierer betydelig gjennom utbredelsesområdet og reinen er et langt mer utprega flokkdyr i områder hvor den har utviklet seg sammen med større rovdyr. Flokkatferden hos rein har derfor blitt tolket som en antipredatorstrategi, der enkeltindividet oppnår beskyttelse gjennom et felles vern mot rovdyr (Skogland 1989). Flokkatferden har også betydning i forhold til menneskelige forstyrrelser da det skyeste individet i en flokk kan være bestemmende for mange hundre reinsdyrs atferd.

2.1.3 Produksjonsegenskaper i lavmatta (vinterbeitet)

Villreinen er det eneste pattedyret som i det alt vesentlige utnytter lav som den viktigste føden vinterstid. Dette er spesielt framtrædende i de sør-norske fjellområdene, hvor snødekningen bidrar til liten tilgang av andre beiteplanter for villreinen vinterstid (Skogland 1978, Gaare & Skogland 1980, Skogland 1984, Skogland 1985, Adamczewski, Gates et al. 1988). Dette er annerledes i enkelte andre deler av villreinens leveområder, hvor snødekning og klima bidrar til at reinsdyra i større grad har tilgang til andre beiteplanter (Leader-Williams, Smith et al. 1987, Leader-Williams, Walton et al. 1989).

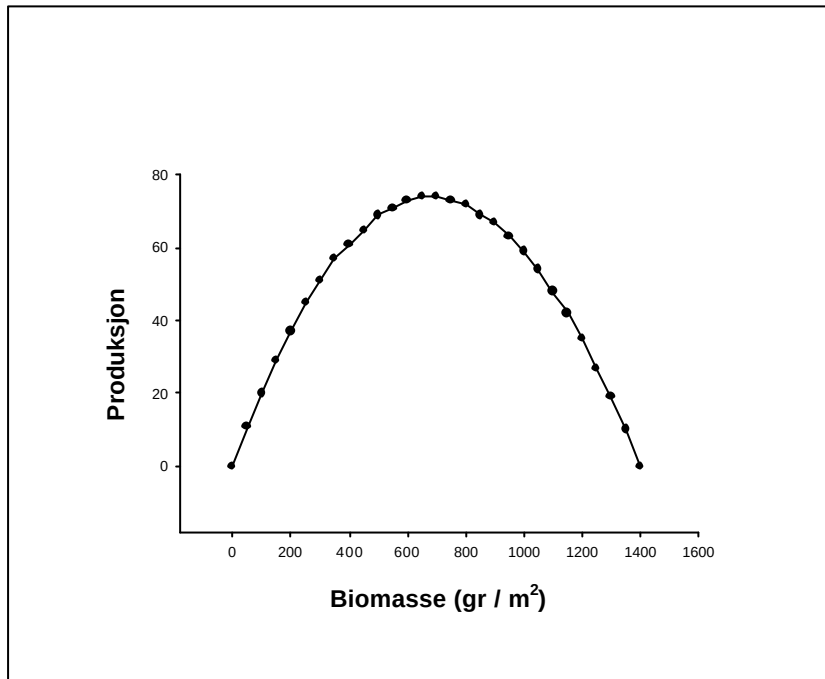
Lav er i motsetning til høyere planter uten rotsystem og tar opp mineraler og vann direkte fra lufta (Brown, 1984). Lav har derfor egenskaper som tillater den å vokse på rabber i høgfjellet som er for tørre og eksponerte til at andre planter kan vokse der (Gaare & Skogland 1980, Warenberg et al. 1997). Dette kommer godt til syne i fjellet ved et vegetasjonsskille som samsvarer med snødekningen om vinteren. I terreng som ligger under det typiske snødekket dominerer rotfesta planter og lyng, mens reinlav, gulskinn og snøskjerpe dominerer på de minst snødekte- og mest eksponerte rabbene (**figur 4**). Lav er en flerårig plante og har ikke ny gjenvekst av plantemateriale hvert år, slik som gras og urter. Alt avbeita plantemateriale vil derfor

ikke kunne erstattes i løpet av en vekstsesong, men må gjenoppbygges over flere år. En konsekvens av dette er at lavbeiter som er sterkt beita, trenger lang tid før de restitueres (Gaare and Skogland 1980, Klein 1987). Dette er kjente fenomener fra flere villreinområder som har vært utsatt for sterk bestandsvekst med påfølgende overbeiting, og hvor en først etter 20-30 år med redusert beitetrykk ser en forbedring av lavbeitene (Skogland 1994).



Figur 4. Lavartenes forekomst i forhold til snødekket på en rabb (Snødekke=Snødekke, Brødlav=Brødlav)

Betydningen av dette for produksjonen av lav- og vinterbeite for reinen kan illustreres i en skjematisk skisse av produksjonsforløpet hos lav. Reinens beitelaver har en maksimal vekstrate på 20-30 % pr. år ved lave tettheter. Denne avtar etterhvert som lavmatta vokser, og vi regner med at ny tilvekst balanseres med forråtnelsesprosesser når lavmatta er 5-7 cm tykk (dette er omtrentlige verdier for reinlav, gulskinn og snøskjerpe i høydenivået ca 1 100 m.o.h.) (Gaare og Skogland 1980, Nellemann 1997). Den maksimale produksjonen av lav vil en da få ved en lavmatte som er ca halvparten av den maksimale størrelsen (**Figur 5**). Dersom lavmatta beites lite og får vokse til tykkelser som er større enn dette vil den årlige produksjonen reduseres på lik linje med at produksjonen reduseres i ei lavmatte som er for hardt beita (**Figur 5**). Effektene av for intens beiting i villreinens vinterbeiter medfører derfor at produksjonen av lav nedsettes kraftig i de sterkest beita områdene.



Figur 5. Den årlige produksjonen av beitelav vil være størst i ei lavmatte som har en biomasse eller et lavvolum som er ca halvparten av den maksimale biomassen eller lavvolumet. Teoretisk vil da den årlige produksjonen som oppnås i ei slik lavmatte følge et forløp som kan beregnes fra den maksimale vekstraten og biomassen / lavvolumet som oppnås i områder uten beiting. I dette eksemplet har vi brukt en maksimal vekstrate på 20% og en maksimal lavdekning 1200 gr / m². Reduksjon i beitetrykket som medfører at den stående biomassen øker, eller økt beitetrykk som medfører at biomassen reduseres i forhold til det optimale, vil bidra til at den årlige produksjonen av beitelav blir mindre.

2.2 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein

2.2.1 Definisjon av effekter

Vi skiller i dag mellom minst fire ulike effekter knyttet til tekniske inngrep og forstyrrelser:

- 1) Arealtap som direkte følge av tekniske inngrep
- 2) Kortvarige fysiologiske og atferdsmessige responser hos enkeltdyr som utsettes for forstyrrelser
- 3) Barriereeffekter
- 4) Kumulative effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

Arealtap som direkte følge av inngrep

Dette er effekter som er direkte knyttet til selve inngrepet og som ofte er av begrenset omfang. Unntakene er tilfeller der det fysiske inngrepet dekker store arealer, eller hvor inngrepet har en barriereskapende effekt. Eksempler på at slike effekter kan være betydningsfulle i forbindelse med villrein er etablering av vannkraft-magasiner i spesielle beiteområder, eller ved at viktige trekkveger endres.

Fysiologiske og atferdsmessige responser hos enkeltindivider

Slike effekter er dokumentert hos en rekke arter og oftest i forbindelse med eksperimentelle undersøkelser der dyr er utsatt for ulike stimuli. Disse effektene er

direkte knyttet til en spesifikk forstyrrelse og avtar ofte etter kort tid. Dette er en type effekter som oftest er studert under kontrollerte betingelser og som vanskelig lar seg knytte til individets reproduksjon og overlevelse eller til populasjonens egenskaper.

Barriereeffekter

Dette er effekter som kan oppstå enten ved store habitatendringer eller ved at det bygges lineære strukturer som er til hinder for dyrs normale trekk mellom ulike funksjonsområder. Eksempler på slike inngrep kan være veger, jernbane, kraftledninger eller oljerørledninger. De biologiske effektene av at det dannes slike barrierer er flere, og omfatter redusert utveksling av genetisk materiale, endring i beitebelastning og endra tilgang til viktige sesongbeiter eller viktige habitater (f.eks. kalvingsområder). De genetiske effektene av barrierer har fått en betydelig oppmerksomhet og spesielt i forhold til effektene som slik isolasjon kan ha på den genetiske variasjonsbredden i små populasjoner. En har i denne forbindelse også jobbet en del med teoretiske modeller som beskriver antall migranter eller utvekslingsbehov, som er et minimum for å opprettholde genetisk variasjonsbredde. I naturlige bestander vil det være av betydning at den naturlige utvekslingen av genetisk materiale opprettholdes, og det er viktig å skille dette fra de mer teoretiske minimumskriteriene som er satt i forhold til bevaring av utdøingstrua arter. For villreinens del er barriere-effekter derfor mest aktuelle i forhold til muligheter for beitesøk og naturlig utveksling av genetisk materiale.

Samla effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

I motsetning til undersøkelser som har fokusert på individers reaksjoner på forstyrrelser og tekniske inngrep har en i løpet av de seinere åra i større grad forsøkt å undersøke de samvirkende effektene ulike typer forstyrrelser og inngrep (Cocklin et al. 1992). Dette kommer som en direkte følge av at ville dyr er under påvirkning av svært mange faktorer og at det er produktet av disse faktorene og begrensningene i naturmiljøet som til sammen gir de målbare effektene i form av redusert vekst, reproduksjon og overlevelse. Denne typen effekter kan samles i ett begrep og omtales ofte som kumulative effekter. Et resultat av at en i større grad har fokusert på de samvirkende effektene av ulike inngrep og forstyrrelser er for det første at de direkte effektene må betraktes i forhold til vedkommende arts økologi og bestandsdynamikk. En viktig årsak til dette er at en også i større grad finner negative effekter og at effektene ofte er større- og virker over større avstander enn tidligere antatt (Nellemann et al. 2001). Dette gjelder ikke bare for reinsdyr, men er generelt ved at en hos de fleste arter oftere dokumenterer effekter og at effektene virker over større avstander, når en har vurdert de samvirkende effektene av flere inngrep.

2.2.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein

I forbindelse med den tekniske utviklingen som har funnet sted i nordområdene, spesielt i Canada og Alaska, er det gjennomført en rekke undersøkelser som har fokusert på effekter av tekniske inngrep eller forstyrrelser på villrein (se sammendrag i Wolfe et al. 2000). Disse undersøkelsene har bidratt til en bedret generell kunnskap om forholdet villrein/caribou og effekter av ulike tekniske inngrep og forstyrrelser. Undersøkelsene som er gjennomført så langt har dokumentert at rein viser "reaksjoner" på forstyrrelser og tekniske inngrep ved å:

- 1) Ha økt aktivitet og energiforbruk når dyrene er i områder med mye forstyrrelser
- 2) Ha forsinka- eller helt unngå kryssing av lineære strukturer som veger og jernbane

- 3) Redusere bruken av- og beiting i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad/forstyrrelse
- 4) Være utsatt for påkjørsler av ulike kjøretøy og tog

Effekter av kortvarige forstyrrelser på reinens aktivitet og energiforbruk

Dette er en type effekter som er kjent i forbindelse med en rekke forskjellige typer forstyrrelser. Undersøkelsene som dokumenterte slike effekter fokuserte i all hovedsak på effekter av en type forstyrrelse og ikke på de kumulative effektene som oppstår som et resultat av flere samvirkende inngrep og forstyrrelser. De dokumenterte effektene knytter forstyrrelser til redusert beitetid og energiforbruk ved flukt (Klein 1973, Gunn & Miller 1980, Horejsi 1981, Fancy 1983, Gunn et al. 1985, Valkenburg & Davis 1985, Curatolo & Murphy 1986, Tyler 1991, Harrington & Veitch 1992, Berntsen et al. 1996, Blehr 1997, Reimers et al. 2000). Dette er individuelle responser som vanskelig kan knyttes opp mot effekter på populasjonsnivå. Forsøk har imidlertid vært gjort på å relatere forventet energitap til vektutvikling hos kalver (Luick et al. 1996). Gjentatte forstyrrelser med fly ga påvisbare endringer i høstvekt hos kalver, men på grunn av at forstyrrelsene bare påvirket en liten del av bestanden var det ikke mulig å knytte disse effektene til endringer i drektighet eller bestandsvekst (Luick et al. 1996). Lignende undersøkelser har også vært gjennomført i Norge hvor en har fokusert på fryktreaksjoner hos forsøksdyr, eller også frykt- og fluktavstander hos ville reinsdyr (Langvatn & Andersen 1991, Tyler 1991, Reimers, Colman et al. 2000). Ingen av disse undersøkelsene har kunnet vurdere den samla effekten av ulike forstyrrelser (de kumulative effektene), eller kunnet knytte effekter på individer til populasjonsnivå. Forstyrrelser i forbindelse med jakt og insektstress har også vært fremholdt som påvirkningsfaktorer i forhold til vektutvikling hos norsk villrein (Reimers 1980, Skogland & Grøvan 1988).

Ulike tekniske installasjoner og menneskelig aktivitet knyttet til disse kan også påvirke reinsdyra ved at reinen utsetter- eller helt unngår å trekke mellom viktige funksjonsområder. Eksempler på slike installasjoner er oljerørledninger i Alaska, hvor det er vist at reinen utsetter trekk i forbindelse med kryssing av rørgater (Carruthers & Jakimchuk 1987). Reinen brukte i enkelte tilfeller underganger oftere enn tilsvarende områder hvor det ikke var gjort spesielle tiltak for å tilrettelegge for at reinen kunne krysse (Eide et al. 1986). De samme undersøkelsene har vist at reinens reaksjoner på rørgatene også kan være situasjonsbetinget ved at flokkene viste mindre fryktreaksjoner når de for eksempel var sterkt stresset av insekter. Videre hadde bukker mindre reaksjoner på inngrepene enn simler med kalver.

En rekke undersøkelser har også kunnet dokumentere at kraftledninger, veger, rørledninger og jernbaner kan ha en barriereskapende effekt hos reinsdyr (Wolfe et al. 2000). Videre at barriereeffekten som skapes av for eksempel veger og jernbane i betydelig grad vil være avhengig av trafikkbelastning og tid på døgnet og utformingen av selve veglegemet. Undersøkelser har for eksempel vist at veger som ligger høyt i terrenget og som lager en visuell barriere i landskapet har virket avvisende på reinsdyr om høst og vinter (Surrendi & DeBock 1976). Undersøkelser blant annet fra USA antyder også at barriereeffekten av veger kan være redusert ved lav trafikkintensitet. Det er for eksempel en rekke undersøkelser som har vist at sterkt trafikkerte veger både innebærer en barriere for trekk og at forstyrrelser i tilknytning til disse medfører både økt aktivitet og redusert beitetid (Klein 1971, Surrendi & DeBock 1976, Murphy & Curatolo 1987). Betydningen av trafikknivået for barriereeffekten av

slike inngrep er også demonstrert ved at dyr kan krysse slike barrierer nattetid eller i perioder med mindre trafikk belastning (Murphy & Curatolo 1987). Det er også eksempler på at vegstrekninger eller transportårer med lav trafikkbelastning ikke har redusert reinens trekk nevneverdig, og at tradisjonelle trekkruiter har vært opprettholdt på tross av at de har krysset veger på Newfoundland (Wolfe et al. 2000). Aktivitet i forbindelse med veger og i tilknytning til for eksempel anleggsaktivitet er også vist å ha ført til at reinen har unngått slike områder på tross av at trafikkbelastningen på disse vegene var moderat (100-200 kjøretøy / døgn) (Cameron et al. 1992, Cameron et al. 1995). Avvisningssonen rundt slike inngrep kan være betydelig og flere undersøkelser har vist at tettheten av rein synker innenfor avstander på 3-5 km fra inngrepene (Wolfe et al. 2000, Nellemann et al. 2001).

Arealbruk i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad

En har også sett eksempler på at en gradvis utbygging av tidligere sammenhengende naturområder kan medføre at en overstiger terskler for hva villreinen aksepterer før områdene går fullstendig ut av bruk. Undersøkelser i Alaska har for eksempel vist at reinen mer eller mindre helt unngikk å bruke beiteområder når utbyggingsgraden i disse områdene oversteg 1 km veg / km² areal (Nellemann & Cameron 1998). Flere nyere undersøkelser fra Norge viser også at utbygging av ulike karakter (kraftledninger, hyttefelter og veger) enten hver for seg eller i kombinasjon medfører betydelige endringer i villreinens arealbruk (Nellemann et al. 2000, Vistnes & Nellemann (2001), Nellemann et al. 2001, Vistnes et al. 2001). Disse effektene er dokumentert på reinens bruk av både sommer- og vinterbeiter, og hos både villrein og tamrein. Vi har også kunnet dokumentere at villreinens bruk av områdene er endret over tid i Setesdal-Ryfylkeheiene som følge av Ulla-Førreutbyggingen og oppdemmingen av Blåsjømagasinet (Nellemann et al. 2001). Dette medførte mer enn 90 % reduksjon i villreinens bruk av sentrale områder som var brukt før utbyggingen startet. Vi har i dag flere eksempler som gir klare indikasjoner på at slike prosesser er virksomme i villreinområdene. Disse eksemplene omfatter effekter av skiløyper, hytter, veger, vannkraftutbygging, kraftledninger og generelle forstyrrelser som følge av høyt menneskelig aktivitetsnivå. Disse eksemplene omfatter både tamrein og villrein i Rondane, Ottadalen, Nordfjella, Hardangervidda og Setesdalsheiene (Nellemann et al. 2000, Nellemann et al. 2001, Vistnes et al. 2001).

3. Snøhetta villreinområde

3.1. Naturgrunnlaget

3.1.1. Berggrunn

Geologisk sett er Snøhettaområdet delt i to helt forskjellige hovedtyper, med rik (kalkholdig) berggrunn i de østlige deler (deler av det såkalte Trondheimsfeltet) og fattig (sur) berggrunn i de vestlige deler. Sistnevnte type tilhører prekambrisk, kaledonsk påvirket grunnfjell som for en stor del består av gneiser. Berggrunnen her er eldre enn 1000 mill. år gammel og er fremtredende i Lesja- og Mørrekommunenes del av området. For vel 400 mill. år siden, under den store fjellkjedefoldingen, ble store plater av berggrunnen skjøvet over hverandre. Slik oppstod grensen mellom gneisområdet i vest og Trondheimsfeltet i øst. Sistnevnte område består for en stor del av omdannede og lett forvitrelige, sedimentære bergarter. Disse er mest utbredt i

Dovre og Oppdal sin del av Snøhettaområdet. I Vestområdet (området vest for Aursjømagasinet) finner vi overgangssonen mot rikere bergarter ved Horrungene. Her er det stedvis innslag av for eksempel kleber. Videre østover dominerer sedimentære bergarter og lømasseforekomstene øker. Et belte sør for Horrungene mot Lesja–dalføret domineres igjen av sure bergarter. Østområdet, feltet mellom Dalsida–Torbudalen og Sunndalen–Drivdalen, har en sammensatt berggrunn. Et felt med rikere berggrunn strekker seg i en tiltagende kileform vestover fra Grøvudalen mot Torbudalen, mens sure bergarter preger feltet mellom Åmotsdalen og Gjøre - Oppdal. Mye av partiet øst og sørøst for Åmotsdalen – Skamsdalen består av rik berggrunn.

3.1.2. Landformer

Viddelandskapet i Snøhettaområdet er mest framtrædende i de østlige og sørøstlige deler av området. Leirsjøtelet, Reindølsfjellet/Grøndalen, fremste Svånådalen, Åmotsdalen og Vangsbotn er eksempler på strøk med viddepreg. Mot vest karakteriseres landskapet av et mylder av botner og egger, mellom et nettverk av større og mindre vassdrag. Dette er et resultat av lokale breers graving i istidsperiodene. Grønlskaret, Tverråbotn, Stor-Svartdalen, Lågvatnet, Storvatnet, Grynningdalen, Skarvdalen og Salhøtjønnene er eksempel på slike botner. I tillegg til det som her er nevnt, har isen også hatt andre effekter på fjellandskapet i Snøhettaområdet. Løsmasser i form av morener og andre avsetninger har satt preg på betydelige deler av fjellet og tilhørende vassdragsnatur her. Grusterasser- og rygger etter breer og bredemte sjøer er et av mange eksempler på dette.

3.1.3. Klima og værslag

Klimaet har helt i øst og sørøst kontinentalt preg, mens det i vest og nordvest er mer kystpåvirket. Årsnedbøren varierer fra 400mm ved Fokstua til over 1500mm i Sunndalsfjella. Ifølge nedbørmålingene til Det norske meteorologiske institutt har den normale årsnedbøren økt markert fra perioden 1931–60 til perioden 1961–1990.

En kan merke seg at Vestområdet har betydelig mindre nedbør enn Østområdet rundt tilsvarende lengdegrad. Tar en hensyn til avstanden fra kysten er imidlertid denne forskjellen mindre. Med utgangspunkt i målinger fra Fokstua og Oppdal akkumuleres snødekket vanligvis fram til februar-mars og middeltemperaturen i januar ligger på minus 6–9 grader C, mens den for juli ligger på ca 10 grader C. Mot kystfjella i vest er middeltemperaturen om vinteren gjennomgående høyere.

3.1.4. Beiter

Store arealer med høgalpint og annet tilsynelatende uproduktivt terreng (ur, isbreer og blokkhav) preger betydelige deler av Snøhettaområdet. Produktivt beiteareal utgjør bare vel halvparten av totalarealet og av dette er ca 1/3 vinterbeiter (områder med lav), mens rundt 2/3 er sommer- og høstbeiter.

Vekslende topografi bidrar til at Snøhettaområdet har rike grøntbeiter som varer fra vår til høst, blant annet på grunn av gradvis fremsmeltende snøleivevegetasjon. De mest produktive plantesamfunnene finnes først og fremst i lågalpint terreng. Sentrale beiteområder her er Skamsdalen, Grøndalen, Grisungdalen, Nystugudalen, Grøvudalen og Åmotsdalen. Botner og daler i vestlige deler av området har også stedvis bra grøntbeiter. Stordalen i Vestområdet, mellom Eikesdalen og Litledalen, er et eksempel på et frodig sommerbeiteområde.

Vinterbeitene er naturlig utbredt i de mest nedbørfattige områdene i øst og sørøst. Viktige terreng her er traktene fra Vangsfjellet i vest helt østover mot Nosi og Andbergshø (Vestområdet). I Østområdet finnes viktige vinterbeiter i Reindølsfjellet, Grøndalen, Grisungdalen og traktene nordover mot Stroplesjødalen, samt Soløyfjellet/Gråurfjellet og områdene sørøst for Åmotsdalen.

3.1.5. Naturgrunnlag og habitatkvaliteter for rein innen skytefeltarealet

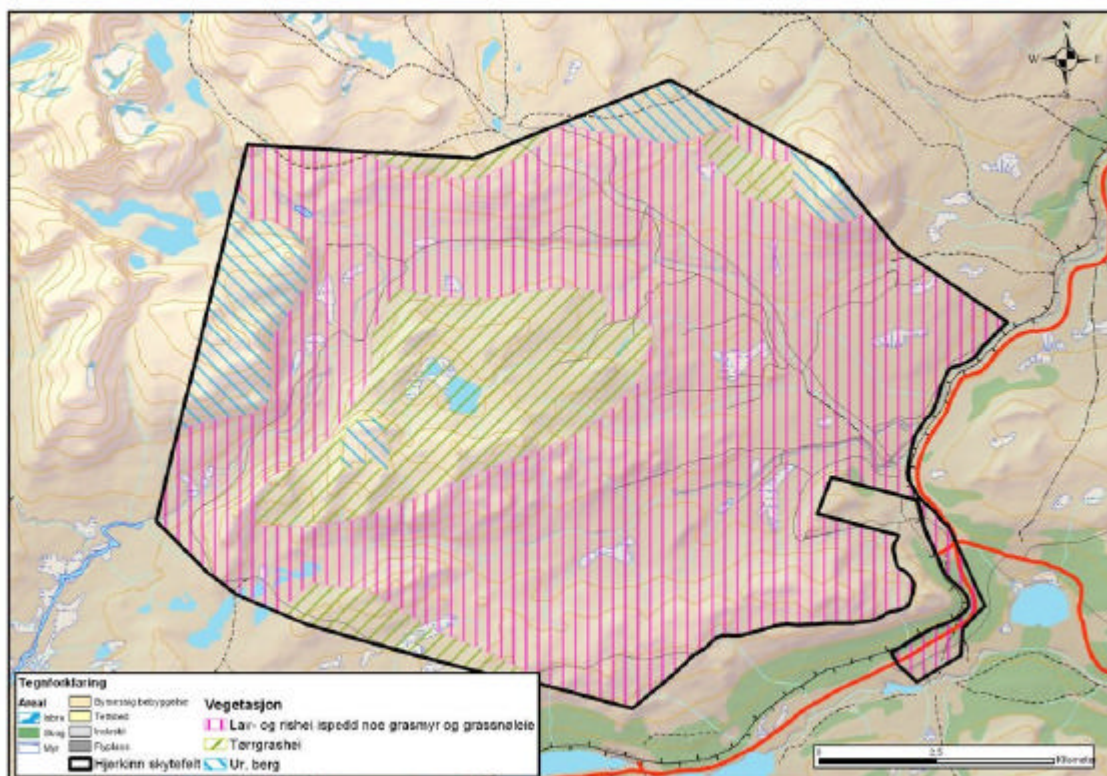
Mye av skytefeltarealet ligger innen en rik berggrunnstype. De høystliggende områder i nordvest mot massivene har en fattig overflatestruktur, men berggrunnen under er likevel rik. Einøvlingssmassivet har også overveiende rik berggrunn. Sammenlignet med totalarealet i Snøhettaområdet har skytefeltarealet et produksjonsmessig større potensiale/arealenhet hva beite angår. Her er bare 14% "uproduktivt areal" (ur, berg, vann, is – hovedsakelig beliggende inn mot massivene i nordvest), mens tilsvarende andel for totalområdet er 45% (tabell 2 og 3). Samtidig ser vi at det er en stor andel av vinterbeite i skytefeltarealet, som for øvrig er minimumsfaktoren for bestanden i Snøhettaområdet.

Tabell 2. Prosentvis fordeling av marktyper i Snøhettaområdet totalt, sammenlignet med skytefeltarealet (Gaare, 1993 og NIJOS 1999).

Type	Snøhettaområdet totalt	Skytefeltarealet
Sommerbeiter	34	24
Vinterbeiter	21	62
Berg, ur, vann, is	45	14

Lavhei, tørrgrashei og rishei er fremtredende vegetasjonstyper i vinterbeitet her. Einøvlingssmassivet har for eksempel betydelige områder med tørrgrashei selv i de høystliggende partier. Videre finnes denne beitetypen i områdene sørøst for Grisungvatna og flekkvis i Vålåsøhøa. Myr, snøleier og engsamfunn (mye lågurteng) er fremtredende vegetasjonstyper i sommerbeitet (**figur 6**, Nijos 1999). Grasmyrforekomsten er utbredt flekkvis på begge sider langs Svåni og over Hjerkinvidda, samt innover Grisungdalen.

Landskapskarakteren i skytefeltet er variert, fra større viddepreget terreng mellom Hjerkin og Dovremassivene (Hjerkinvidda), til kupert fjellandskap i Einøvlingen. En potensielt viktig komponent for reinen er viddelandskapet – i kombinasjon med gode beiter, som totalt sett finnes i begrenset omfang innen villreinområdet (**figur 10**).



Figur 6. Grov oversikt over skytefeltets vegetasjonsfordeling.

Tabell 3. Totalareal taksert (km^2), totalt beiteareal (km^2+), prosentvis fordeling av sesongbeiter (av totalarealet) og forholdet mellom vinterbeite- og grøntbeiteareal (V:G) innen et spekter av norske villreinområder (1: Vinterbeiter, 2 Vår-/forsommerbeiter, 3: Sommerbeiter, 4: Høstbeiter, 5: Høgalpint terreng - stein/ur, breer, vatn el. annet areal ute synlig beite)¹

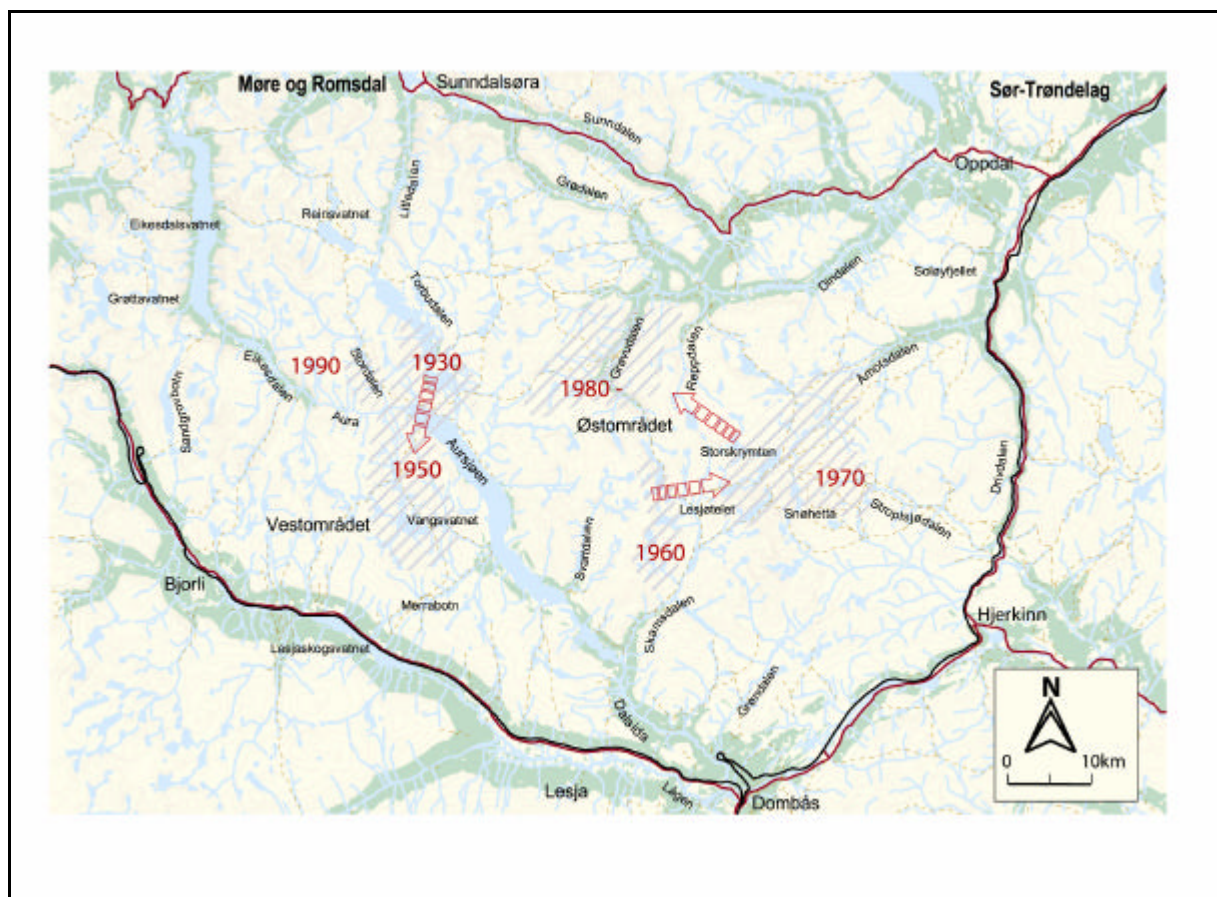
Villreinområde	km^2	km^2+	1	2	3	4	5	V:G	Kilde
Setesdal-Ryf. h.	4016	2942	8	37	4	10	43	1:6,4	Gaare, 1985
Hardangervidda	8500	5529	15	29	9	16	32	1:3,6	Gaare, 1989
Nordfjella	3450	1586	15	20	13	6	45	1:2,6	Gaare, 1986
Snøhetta	2563	1873	17	21	6	11	44	1:2,2	Gaare, 1993
Nord-Ottadalen	3300	2044	21	23	16	2	38	1:2,0	Gaare, 1986
Rondane Sør	920	782	28	26	6	17	23	1:1,8	Gaare, upubl.
Rondane Nord	1400	1036	35	17	10	6	32	1:1,0	Gaare, upubl.
Forelhogna	1650	1640	36	29	7	22	7	1:1,6	Gaare, 1986
Knutshø	1580	1620	40	26	7	18	9	1:1,3	Gaare upubl.

3.2. Villreinens arealbruk

Villreinen er med sin flokkadferd og sitt vandringmønster en spesiell art i norsk fauna. Dens utnyttelse av et ekstremt skrint næringsgrunnlag betinger bruk av store arealer for å få fylt primærbehovene. Tilsynelatende kan store beiteressurser ligge «ubenyttet» i lange perioder og synes uvesentlige. Dette er imidlertid noe av det sentrale ved reinens beitedynamikk - der bruksmønsteret pulserer i takt med beiteslitasje og snøforhold, og alltid vil medføre at det er et visst areal med «hvilende» beiter (reserver). Først når beitetrykket begynner å bli godt synlig, kan den flytte til andre områder. Vinterbeitet kan derfor være bra totalt sett, selv om

enkelte arealer er synlig sterkt påbeitet. Det er derfor viktig å vurdere reinens arealbehov i et langt tidsperspektiv (10-30 år) om en skal få et reelt og dekkende bilde (Skogland 1993).

Villreinens opprinnelige, nomadiske vandringsmønster ser vi idag bare en antydning av, som følge av menneskeskapte barrierer og aktiviteter. Et holdepunkt om det opprinnelige og naturlige bruksmønsteret gir de fangstrelaterte kulturminnene i fjellet, som nettopp skriver seg fra en tilstrekkelig tidsperiode til å fange opp vesentlige holdepunkter om reinens reelle arealbruk. I Snøhettaområdet viser reinens registrerte områdebruk i kalvingsperioden eksempel på vekselbruk (**figur 6**). Rundt 1950 kalvet reinen hovedsakelig rundt øvre del av Aura vest i området (Skogland 1986), rundt 1973 foregikk hovedtyngden av kalvingen rundt Åmotsdalsvatnet øst i området og idag foregår kalvingen i all hovedsak rundt Grøvdalen, sentralt i området. I tillegg kommer dyra i Vestområdet som nå stort sett kalver i Stordalsområdet. Dette viser at det alt overveiende av sentrale fjellareal har vært brukt av villreinen en eller flere perioder gjennom en lang totalsyklus.



Figur 7. Villreinens registrerte områdebruk over tid i kalvingsperioden i Snøhettaområdet (Jordhøy 2001).

Vinter

Utover vinteren må de bukkene som har kastet geviret ta til takke med middelmådige lavbeiter, ofte i leveområdets ytterkanter - og de yngre bukkene rangerer enda lavere i beitekonkurransen. De jages vekk hvor de befinner seg, av simler og større bukker, og må ta til takke med de dårligste beitegrøpene. Noen av de svakeste ungbukkene

faller derfor gjerne fra i løpet av den kalde årstida. Simlene beholder geviret helt fram til kalvingen er vel overstått og er derfor dominante i de beste vinterbeiteområdene. Dette er en evolusjonsmessig tilpasning til forplantningsstrategien hos simlene, slik at de har et fortrinn i fødetilgangen under svangerskapet. En kan si at simlene hersker med «hard hånd» over bukkene i vinterbeiteområdene. Bukkene, som har brukt opp store oppbygde energireserver gjennom brunstperioden, er på denne tiden avmagret og uten nevneverdig opplagret fett. De må derfor beite iherdig utover senhøsten, mens lavog annet beite ennå er lett tilgjengelig og beitekonkurransen følgelig er mindre.

Reinens beitedynamikk om vinteren har blant annet vært studert i Snøhetta (Nellemann 1997). Undersøkelsene fokuserte på terrengets overflatestruktur i forhold til reinens habitatvalg på seinvinteren og under kalvinga. Den viktigste effekten av terengujevnhetene var mange tettliggende vindblåste rabber med god tilgang på eksponert lavhei. Reinen oppsøkte arealer med stor overflateujevnhet, opp til ca 30° helling. Brattere terreng ble ikke benyttet. Selv om reinen beitet mye på lavhei, fortalte utbredelsen av lavheiene svært lite om områdets beskaffenhet som potensielle beiteområder (seinvinter). Det var ofte like mye lavhei utenfor «vinterbeiteområdene» som innenfor. Innen et «vinterbeiteområde» ble enkelte lokaliteter brukt svært mye, mens andre øyensynlig meget like lavtyper - forble omtrent ubrukt. Det viste seg at bare 1/3 av lavheiene i Snøhetta befant seg i «gode» terengtyper. Dette betyr at bæreevnen for rein på seinvinteren kan være ca 1/3 av det vi forventer ut fra vegetasjonen.

Vår

På vårvinteren starter de voksne bukkene vårvandringen. I år med mye ising i fjellet kan bukkeflokker trekke ned mot fjellskog og setervanger for å få tilgang til de første grønne, proteinrike plantespiser. I mange villreinområder vil det innebære at de beveger seg vestover, mot frodige og kuperte kystfjell med lang spiresesong. Ettersom vier og dvergbjørk spretter ut blir også dette en viktig næringskilde for bukkene om våren. I enkelte år kan det være stor snødekning i fjellet utover våren og forsommeren. Da kan bukkene foreta lange næringstrekk i høgdelaga i løpet av døgnet. De kan da ofte sees helt ned i fjelliene mot kystbygdene i lyse vårkvelder. Om dagen søker de gjerne opp i høyden igjen.

I mai befinner simlene seg i høgfjellet hvor de er opptatt med kalving, og dette habitatet ligger nesten alltid nær sommerbeitet. Kort veg til grøntbeitene er viktig for kalvenes overlevelsesmuligheter - de unngår da for eksempel kryssing av flomstore elver. Nyfødte kalver er sårbare og simlene velger derfor høytliggende, kuperte områder i kalvingsperioden - hvor de opptrer spredt og har gode skjulmuligheter. Dette er antatt å være en atferd for å beskytte avkommet mot rovdyr.

Sommer/høst

I barmarksesongen oppsøker reinen de beste grøntbeiteområdene og utover sensommeren og framover mot brunsten går bukkene gradvis inn i fostringsflokkene.

3.3. Bestand og arealbruksmønster i Snøhettaområdet

Antall villrein i Snøhettaområdet har variert betydelig i løpet av dette århundret og bestanden har gjennomgått en periode med overbeiting på 1950- og 60-tallet (Jordhøy 2001). Villreinens arealbruk og vandringsmønster til mer perifere

beiteområder er også nært knyttet til bestandsstørrelse og periodene med matmangel om vinteren (se neste avsnitt om arealbruk). Villreinens bestandsdynamikk har vært gjenstand for en rekke vitenskapelige undersøkelser og de begrensende faktorene for villreinen i Snøhettaområdet er relativt godt kjent. Skogland (Skogland 1983, Skogland 1984, Skogland 1985, Skogland 1988, Skogland 1990) viste i en serie med vitenskapelige arbeider at villreinens bestandsdynamikk (reinens vekst, reproduksjon og overlevelse) i betydelig grad var påvirket av tilgangen til lavbeiter på seinvinteren. De mest framtrepende effektene av matmangel var redusert kondisjon og slaktevekter hos simlene. Dette førte til svakere fostervekst og fødselsvekter hos kalvene, noe som i sin tur resulterte i større dødelighet hos nyfødte og halvårsgamle kalver. Mekanismen bak disse effektene er økt tannslitasje hos simler ettersom de er henvist til å beite på nedslitte vinterbeiter. Gjennom overvåking av villreinbestanden har en også hatt muligheter til å studere endringer i de begrensende faktorene som følge av at bestandsstørrelsen har variert. Undersøkelser i Snøhetta har vist at bestandsreduksjonen som fant sted utover på 1970-tallet medførte at simlenes kondisjon har bedret seg betydelig (Jordhøy et al. 1996). Betydningen av vinterbeiter som begrensende faktor er derfor godt dokumentert og setter begrensning for villreinens kondisjon og produksjonsevne.

Snøhettaområdet var tidligere del av et større og sammenhengende funksjonsområde for villrein i Dovrefjell-Rondane. Dagens situasjon, hvor villreinbestanden i all hovedsak er begrenset til områdene mellom E6 i øst, Sunndalen i nord og Gudbrandsdalen/Romsdalen i sør, er et fenomen som må betraktes som et resultat av både bestandsutvikling og summen av inngrep og forstyrrelser i området (Jordhøy 2001). I denne delen skal vi forsøke å gi et bilde på dynamikken i reinens arealbruk i regionen i en vid horisont. Deretter skal vi gå mer inn på detaljene i villreinens arealbruk i de østlige og sentrale delene av Snøhettaområdet, spesielt i forhold til ressursfordeling og villreinens bruk av vinterbeiter. Til slutt i dette kapitlet skal vi gå inn på senere tids mønster i reinens arealbruk i skytefeltarealet.

3.3.1. Reinens historiske bruk av Dovrefjell

I forbindelse med en rekke konsekvensutredninger og undersøkelser har jakt- og fangstrelaterte kulturminner inngått som et viktig element i dokumentasjonen, både når det gjelder elg og villrein. Gjennom slikt arbeid har en fått betydelig kunnskap om fortids jakt- og fangstkultur også på Dovrefjell. Arkeologer og zoologer har kartlagt og studert ulike typer fangstsystemer, boplasser og løsfunn i større områder rundt Dovrefjell. Omfanget av registrerte jakt- og fangstrelaterte kulturminner er her stort og variert. Øystein Mølmens kartlegging av dyregraver og buestillinger i Snøhettaområdet er et eksempel på hvordan systematisk registreringsarbeid over mange år har framskaffet et sett av verdifulle holdepunkter om tidligere fangstvirksomhet.

Kulturminneregistreringene i fjellet gir viktige holdepunkter om hvordan utnyttelsen av ressursene her ble organisert gjennom lange tidsperioder. I tillegg har det tilført mye kunnskap om reinens trekkmønster og områdebruk over lange tidsrom og under mer tilnærmet naturgitte betingelser uten store kunstige barrierer. Vi har her med andre ord en viktig "historiebok" når vi skal vurdere dagens arealbruk idag i forhold til den naturlige og opprinnelige (**figur 8**).

Dyregravene, de vanligste sporene etter fortids fangstkultur

De mest vanlige fangstinnretningene i fjellet mellom Lesja og Sunndal er dyregravene. Det er fallgraver - ca 2m dype, 2m lange og 0.7m brede, anlagt strategisk i reinens passasjer. De er bygd enten som jordgraver med forstøtning av tre eller som oppmurte steingraver, alt avhengig av tilgjengelig materiale i nærområdet. Gravene er anlagt enkeltvis, i grupper eller i lengre rekker, og har tilknyttede ledegjerder/begjer - stengsel av stein/tre som går diagonalt ut fra gravenes hjørner for å lede reinen inn mot gravene.

Enkelte områder peker seg ut med større konsentrasjon av graver enn andre. Særlig rundt viktige og topografisk betingede passeringspunkter ("flaskehalser") for dyrene finnes gjerne mange graver. Rundt Dalsida, ved trekkområdene mellom Øst- og Vestområdet, er derfor konsentrasjonen stor. I det viktige trekket på vannskillet mellom Gautsjøen og Trælen har det for eksempel vært anlagt en gravrekke av jordgravtypen, som har "stengt" av hele eidet her. I ospartiene mellom de nå neddemte sjøene Gautsjøen, Grynningen og Aursjøen er det også registrert mange graver (Jordhøy 2001). Ellers er det stor forekomst av graver i og rundt Skamsdalen, Reindølsfjellet, Einøvlingen, samt rundt Horrungene og Vangsfjellet. Forekomsten av registrerte graver i Oppdals- og spesielt Sunndalsfjella er mer spredt og sporadisk.

Mye tyder på at dyregravene ble benyttet langt inn i middelalderen. Dateringer fra Gautåseter på Dovrefjell kan tyde på at graver av jordgropgravtypen kan være opp mot 3000 år gamle. Datering fra en tilsvarende gravtype i Stor-Svartdalen i Snøhettaområdet viser knapt 1300 år. Hvilken periode de hadde sin største bruksintensitet- og utbredelse er vanskelig å si, men utgravninger av boplasser som har hatt tilknytning til massefangst av rein i Rondane og i Lordalsfjella antyder en periode fra sen vikingtid til tidlig middelalder.

Buestillingene og funn av bortskutte piler

Bågåstøene eller buestillingene finner en også mange av i Snøhettaområdet. Det er oppmurte skjulesteder av stein, sirkelrund eller hesteskoformet. De er også anlagt nær reinens passasjer med tanke på jakt med pil, bue og spyd. Nye funn av store konsentrasjoner (systemer) av bågåstøer er gjort i ytre kystfjell (Eikesdalsfjella). Disse tror en må ha vært i bruk så langt tilbake som når isen dekket store deler av fjellet for opp mot 13000 år siden. Forekomsten av registrerte bågåstøer fordeler seg ellers etter noenlunde samme mønster som gravene i Snøhettaområdet.

Bueskyting har hatt stor betydning i tidligere tiders jakt på villrein. Fra de første jegerne begynte å jakte på villrein etter istidens opphør, ble det tilvirket og benyttet pilespisser av ulike typer stein i tusener av år. Rundt år 400 e Kr begynte en å benytte jern til pilespisser. I eldre jernalder kjenner en til at alm og barlind var benyttet til bue. Senere, rundt år 1200, var buen gjerne laminert av to lag med ulike egenskaper (seig bjørk og stiv furu).

Kaldere klima fra seinmiddelalderen og framover har bidratt til at bortskutte piler (jern) har blitt bevart i områder som senere har hatt "evig" snø. Løsfunn av denne type er vanlig for større fjellområder rundt Dovrefjell. Funnene er gjort i områder som også idag er sentrale funksjonsområder for rein. Det alt overveiende av disse pilene er av jern og stammer derfor fra tidsperioden jernalder og framover til sen

middelalder. I Oppdalsfjellet, hvor forekomsten av pilfunn er stor, er det for eksempel funnet flere tilnærmet intakte piler med treverk og rester av styrefjær. Funnene er gjort i varme somre når snøbreene har vært ekstremt små og en av de aller varmeste var i 1937. En rekke pilfunn er også gjort i "bart fjell" rundt om i området og stadig vekk hører en om jegere og andre fjellvandrere som finner slike rustne pilespisser. Fjellområdet her skjuler nok mange pilespisser fortsatt, etter generasjoners jaktvirksomhet.

Gamle fangstboplasser

Gamle boplasser i fjellet som stammer fra veidekulturer kjennetegnes gjerne ved forekomst av tufter, steinringer, beinfragmenter, ildskjørnøt stein, avslag, diverse redskaper (pilespisser) etc. i et noe ulikt mønster alt etter hvilke tidsepoker de stammer fra. I de senere år er det gjort mange funn av boplasser med steinalderkarakter i Snøhettaområdet. Disse ligger ofte opp mot sentrale passasjer for reinen. Særlig rike funn som stammer fra steinbrukende kulturer er gjort på Dalsida ved Aursjømagasinet. Også rundt Vålåsjøen og Avsjøen er det funnet en rekke slike boplasser (Weber 1987).

Fangstgravrekker (systemer) for rein rundt Dovrebarrieren

Langs trafikåren over Dovrefjell ligger noen av Europas lengste fangstgravrekker for rein. Noe tilsvarende er kjent fra Tanadalen, Varangerhalvøya (Vorren 1998). På strekningen Kongsvold - Vålåsjø - Dombås er det rundt E-6 (hovedsakelig på østsida) registrert i alt rundt 1000 graver. Det er spesielt strekningene Hondyrju - Vålåsjøberget, Vålåsjø - Gautåseter og Hjerkin - Gåvålia - Kongsvold som har sammenhengende gravrekker. Dyregravene er orientert på tvers av dalretningen og ligger i fjellbjørkeskog i høydenivået 940-980 moh. Gravene er av samisk type (jordgroper med enkel forstøtning av stein i bunnen). 1 radiologisk datering viser ca 1100 år BP.

"Fangstbåser"

Massefangstanlegg for rein er mest kjent fra Rondane, men også i Trollheimen, Jotunheimen og sørlige fjellstrøk finnes spor etter slike. De er mer sjelden å se i fjellområdene vest for Dovrefjell. Denne typen anlegg er gjerne en større fangstbåse eller «ruse» oppmuret av stein, for fangst av mange dyr samtidig ved at de ledes inn i båsen ved hjelp av gjerder. Det eneste kjente massefangstanlegget i Snøhettaområdet er registrert ved Filling i Joravassdraget. Slike ruselignende fangstbåser i fjellet er for øvrig unike på verdensbasis. Datering fra lignende systemer i Rondane viser at de kan ha vært i bruk fra sen vikingtid (sist på 900-tallet) til Svartedauen inntraff. Anlegget har en rekke fellestrekk med andre fangstanlegg av denne typen, blant annet i Lordalen. Det er plassert i et sterkt konsentrert reinstrekk som har krysset Jora ved Filling mot nord. Flere opplysninger går ut på at dette trekket var flittig brukt under overbeittingsperioden på 1950- og 60-tallet, samt på 1920-tallet.

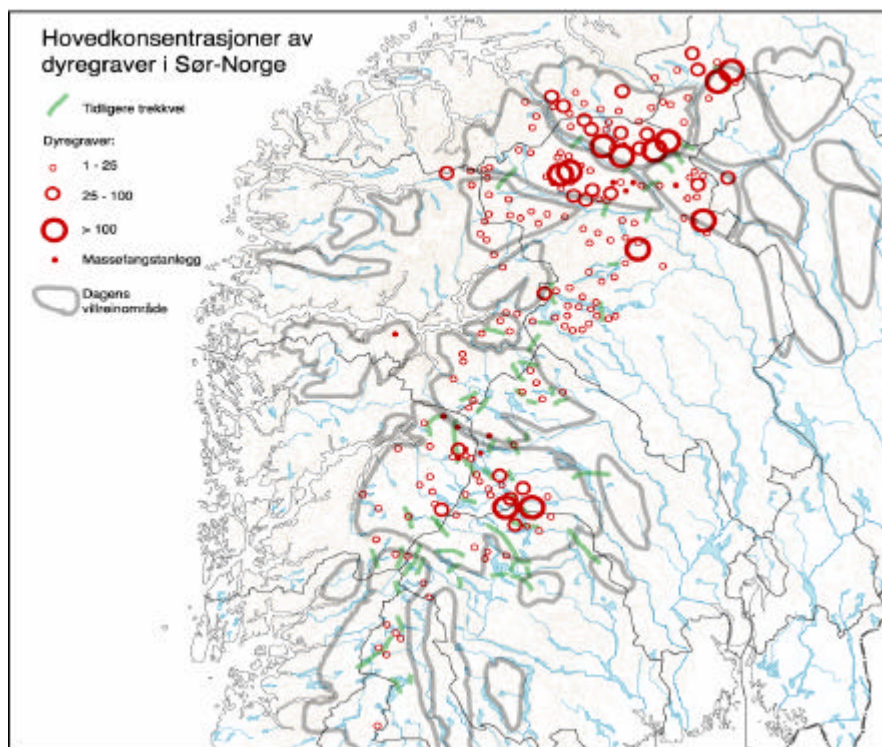
Ruser

En annen type massefangstanlegg for rein er de såkalte rusene. Ved hjelp av lange ledegjerder (stolperækker) som ender opp i en spiss kile/ruse har reinen blitt drevet inn slik at den ikke hadde noen retrettmulighet. Slike system er kjent både fra Einsethø i Rondane Nord og fra Slådalen mellom Lesja og Vågå.

Oppsummering; Dovrefjellregionen som historisk "barometer" for villreinens arealbruk.

Det mangfold og antall av reinfangstsystemer som er avdekket i Dovrefjellregionen og tilgrensende områder gir oss gode holdepunkter for å forstå reinens arealbruk i tidligere tider (**figur 9**). Det er trolig et av Europas beste eksempler i så måte.

Anleggene indikerer i tillegg til utvekslingsområder som er nevnt (øst-vestaksen), også knutepunkt mot Ottadalsområdet i sør. Ut ifra denne kunnskapen kan vi også si noe om endringene i dyras arealbruk og leveområdets størrelse/utvikling koblet til menneskelige aktiviteter og forstyrrelse.



Figur 8. Dokumenterte fangstanlegg og gamle trekk-korridorer i sør-norske fjellstrøk

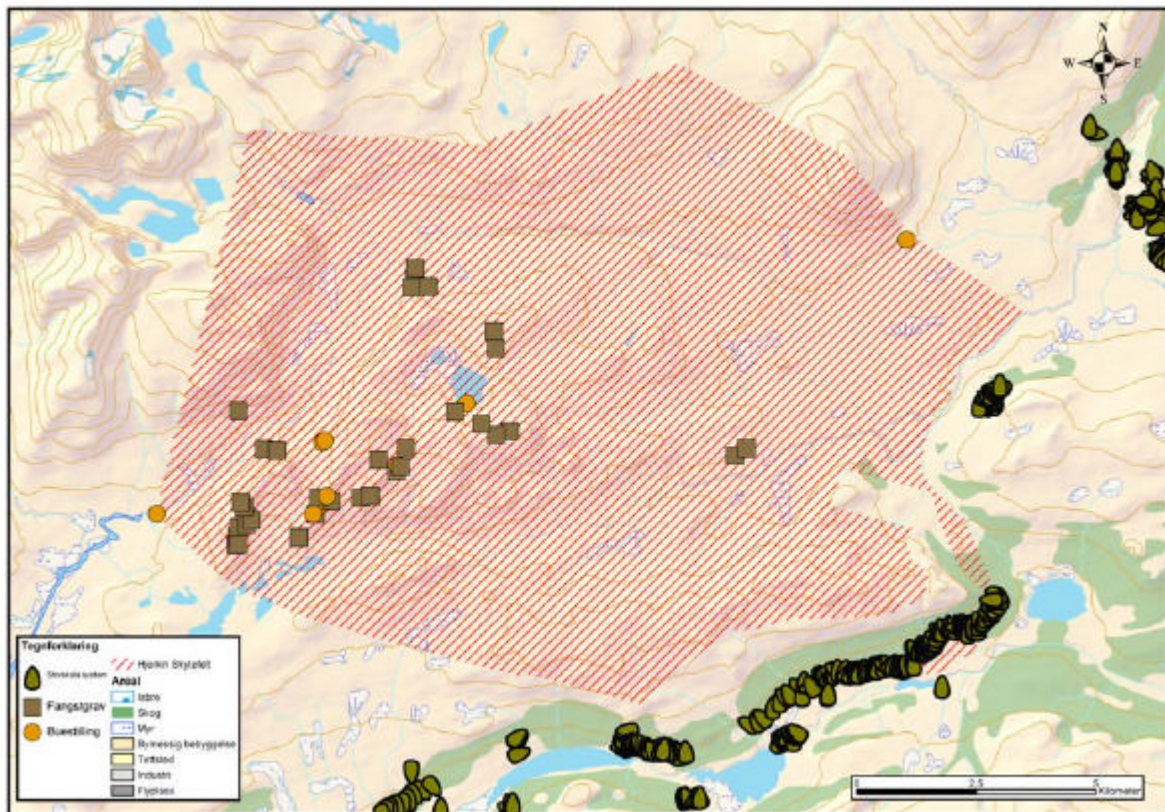
Kjente kulturminner av jakt- og fangstkarakter innen skytefeltarealet og tilgrensende områder.

I dette området er det først og fremst Einøvlingen-Grisungen som har størst konsentrasjoner av slike objekter (steinmurte graver og buestillinger). Dette er da også forventet ut fra landskapskarakteren og den kunnskap en har om anleggenes plassering i terrenget. Her er et kupert fjellandskap med mange markerte trekkpassasjer som nok har medvirket til en effektiv fangst. Det ellers viddepregete og rolige landskapet i store deler av skytefeltet har relativt lite av slike "flaskehalser" og følgelig liten kjent forekomst av graver og buestillinger. Her er imidlertid en god del tufter og rester etter steinmurte buer som sannsynligvis har vært brukt i reinsjaksammenheng. Figur x gir en oversikt over de ulike objektene i området.

Ser en på de store fangstgravrekkene over Dovrefjell ligger deler av disse inn mot den østlige og sørøstlige delen av skytefeltet. De indikerer her et tidligere bredfronttrekk inn mot Vålåsjøhøa og Grisungen i skytefeltarealet. Videre indikeres et lignende

trekk over Hjerkinnhø inn mot feltets nordøstlige del, sør for Kolla. Dette indikerer at skytefeltarealet har hatt et omfattende tilsig av rein vår- og forsommer i tidligere tider.

Totalt sett er det ut fra foreliggende historiske kunnskap grunn til å tro at skytefeltarealet i likhet med tilgrensende områder har utgjort vitale habitater gjennom store deler av sesongen i et langt tidsperspektiv.



Figur 9. Kjente fangstanlegg for rein innen skytefeltarealet og tilgrensende områder.

3.3.2. Reinens arealbruk i de sentrale og østlige deler av Snøhettaområdet

I likhet med andre villreinområder ser vi også i Snøhetta at bruksmønsteret til reinen varierer lite fra år til år. Over lengre tid vil en imidlertid se at det foregår en vekselbruk. Lange tidsserier med tellinger kan danne grunnlag for å belyse/illustrere dette. I Snøhetta har for eksempel totaltellingene på serv vinteren vært gjennomført jevnlig siden 1974, og data fra disse tellingene gir visse holdepunkter om reinens pulserende områdebruk. Områdene sør for Åmotsdalen hatt flest observerte dyr i 1974-80, mens områdene nord for Åmotsdalen har hatt flest observerte dyr på 1980-tallet. Fra 1990 har bildet endret seg noe igjen (Jordhøy 2001).

Etter at Snøhettareinen ble avskåret fra de rike vinterbeitene i Rondane - Knutshø, har det vært knapphet på denne beiteressursen på grunn av svært begrenset vinterbeiteareal/dekke. Soløyfjellet i Oppdal var i en periode på ca 10 år (fra 1980) et sentralt vinterbeiteområde (Jordhøy 2001). Dette området ble etterhvert sterkt nedbeitet og reinen har nå blant annet tatt i bruk andre vinterbeiter lengre sør, rundt Grøndalstraktene og ellers østlige strøk i villreinområdet. I mai skjer kalvingen i

Sunddalsfjella, i Grøvudalstraktene, hvor simlene finner optimale kalvingsområder i et kupert fjellterreng. Før reguleringen av Auravassdraget foregikk kalving og oppvekst mye lengre vest, i områder som nå delvis står under vatn (**figur 7**). I perioden rundt 1970 foregikk hovedtyngden av kalvingen rundt Åmotsdalen. Utover forsommeren forflytter fostringsflokkene seg gradvis til oppvekstområdene i Åmotsdalen og fjelltraktene østover mot Drivdalen, hvor vi finner dem under kalvetellingen i juni. Ut i juli får vi en bevegelse av fostringsflokkene sør- og sørvestover i leveområdet. Snøhetta er mest kjent som et godt sommerbeiteområde ettersom varierte topografiske- og nedbørmessige forhold gir variert avsmelting og dermed alltid tilgang på friskt beite gjennom sommeren. Dyra fordeler seg på denne tiden mer utover i området og bukkene kan befinne seg i perifere deler av området, særlig tidlig på sommeren når de trekker ned for å finne den første groen. Når bukkene går inn i fostringsflokkene og brunsten tar til sist i september, finner vi gjerne flokkene i de østlige deler av området.

3.3.3. Reinens arealbruk i skytefeltet og tilgrensende områder

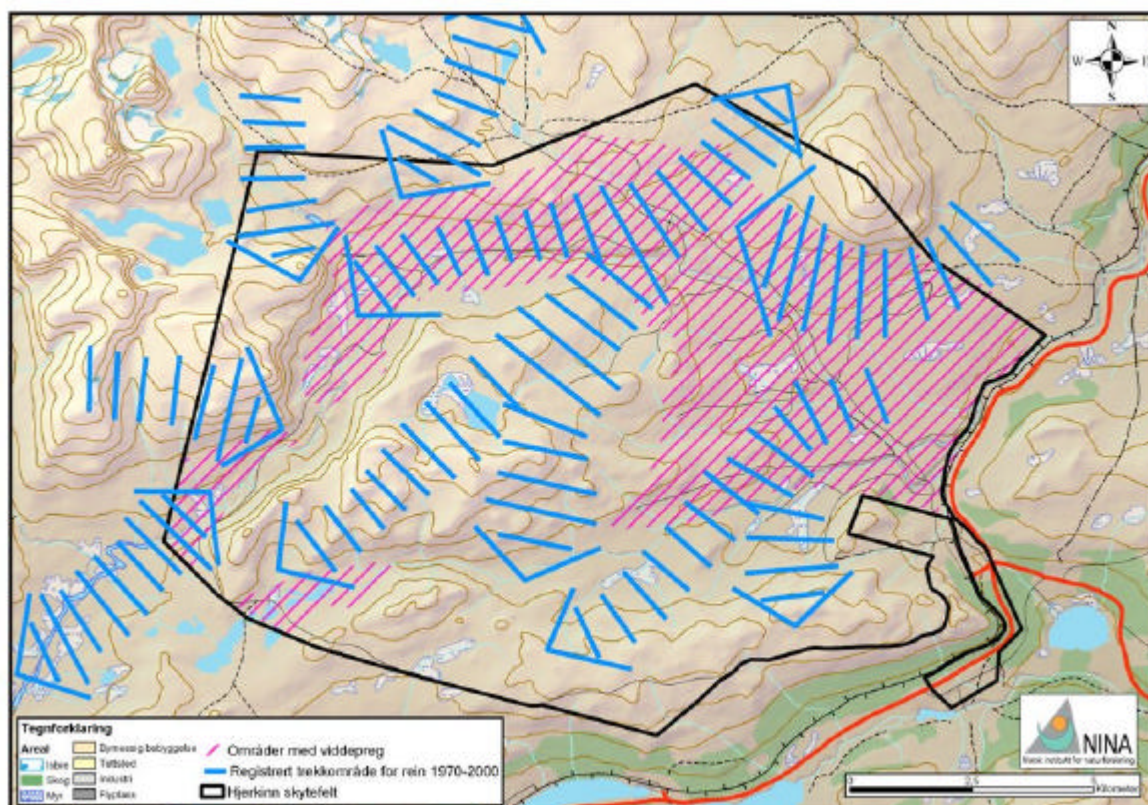
Kartlegging av gamle fangstanlegg for rein viser at Einøvlingsområdet-Grisungdalen her betydelig forekomst av slike. Likedan ser en på lokaliseringen av storskalaanlegget over Dovrefjell en antydning om reinens bevegelsesmønster i lang fortid. Blant annet hvor den har beveget seg inn i skytefeltarealet. Disse gamle innfartlokalitetene er også observert å være de mest brukte trafikkareal for rein under overpopulasjonen på 1960-tallet (Mølmen 1978) (**figur 9**).

Topografiske forhold kan nok i stor grad tilskrives at anleggene ikke fordeler seg mer jevnt utover i skytefeltarealet. Flere viktige habitatkvaliteter tilsier at store deler av dette arealet har vært potensielt viktig for dyra og at forekomsten derfor tidvis har vært stor. Her må en spesielt nevne vinterbeitets forekomst og utbredelse.

Dersom en tar utgangspunkt i observert og dokumentert forekomst av rein i skytefeltet finnes det en rekke holdepunkter, for eksempel gjennom systematiske, kartfestede tellinger som er foretatt. Alle disse finnes dokumentert i Jordhøy (2001). De første kartfestede tellingsdata er fra sommeren 1964. Noen få flokker av de ca 10 000 observerte dyra ble funnet i ytterkanten av skytefeltarealet i nordvest. I 1975-78 (4 sesonger) ble reinen overvåket gjennom sesongen. I vinterhalvåret ble det i alt observert 13 flokker i arealet av 90 totalt innen det østlige vinterbeitet (avgrenset av Skamsdalen - Åmotsdalshytta – Snøfjelltjønnin). Einøvlingen, Vålåsjøhøa og Grisungdalen hadde de fleste observasjonene innen arealet, mens de største konsentrasjonene av observerte flokker totalt i østområdene var i Reindølsfjellet-Grøndalen og traktene nord for Stroplsjødalen. I sommerhalvåret ble det observert få flokker i arealet sammenlignet med østområdene forholdsvis (7 av 75). I 1981-85 ble et større antall merka dyr overvåket i Snøhettaområdet. Relokaliseringer av disse dyra viste en god del gjenfunn i skytefeltarealet (19 av 90 observasjoner totalt i østområdene). Samtlige observasjoner i arealet er konsentrert til traktene rundt Grisungdalen sør – Einøvlingen - Grøndalen. Under kalvetellinger på forsommeren i perioden 1985-2000 ble det ikke funnet noen flokker i arealet. Hovedkonsentrasjonen var i Oppdalsfjellet, i traktene nord for Stroplsjødalen. Siden 1974 har det jevnlig vært gjennomført såkalte minimumstillinger på vinteren i Snøhettaområdet. Antall observasjoner gjort innen feltet er på 19 flokker (hovedsakelig rundt Einøvlingen, Vålåsjøhø og Tvillingkollan) av totalt 127 - relativt jevnt fordelt i østområdene ellers. Under strukturtellingene i brunsten har vi flere ganger funnet hovedflokk(e) innen skytefeltarealet, men overveiende i ytre deler av dette. Grisungdalen sør, Einøvlingen

og Tvillingkollan er slike lokaliteter. Det er også gjennomført telling av bukkeflokker om våren i perioden 1993-2002. Ingen flokker ble observert innen skytefeltarealet på disse tellingene.

Viltområdekartet og NINA's kontaktnett i regionen gir også informasjon om reinens områdebruk innen skytefeltarealet. Opplysningene baserer seg på hva lokale kompetansepersoneer har uttrykt om temaet under intervju. Det framheves her at de mest brukte områdene vinterstid i perioden 1990-2002 har vært Reindølsfjellet, Grøndalen (herunder de vestlige deler av skytefeltet), indre deler av Stropplsjødalen (herunder nordvestlige deler av skytefeltet) og fjelltangen mellom Åmotsdalen og Drivdalen. Når reinen i den ene eller andre retning beveger seg rundt Dovremassivene i de østlige beitearealene, må flokkene uvilkaarlig passere noe av skytefeltarealet. Fra Oppdalsfjellet kommer fostringsflokkene trekkende på bred front over Stropplsjødalen mot sør i juli. En betydelig trafikk av dyr kan det for eksempel være gjennom gjennom Koldalen mot sørvest, forbi "Striå-krysset" (påpekes som sensitivt område) og videre på nordsida av Svånådalen. Flokker rundt også øst- og videre sør for Kolla og inn Svånådalen. Videre trekker også flokker opp langs Einøvlingbekken, inn i Einøvlingssmassivet og videre ned i Grisungdalen, alternativt mot Vålåsjøhø. I nedre deler av skytefeltet er det et trekkområde fra østsida av Kolla i retning Vålåsjøhø og Grisungdalen. Bruken av dette har avtatt i den siste 10-15 årsperioden (**figur 10**).



Figur 10. Viddelandskap og trekkområder i skytefeltet (1970-2000).

4. Menneskelig påvirkning i Snøhettaområdet

I dette avsnittet vil vi oppsummere kjente forhold omkring menneskeskapte begrensinger for reinen i Snøhettaområdet. Deretter vil vi oppsummere og referere dokumenterte oversikter i og rundt de østlige områdene, for å få et helhetsbilde på omfanget av inngrep og forstyrrelser rundt aktuelle områder. Vi oppsummerer også resultatene fra ferdselsundersøkelser. Til slutt vil vi diskutere hvordan og hvorvidt det totale aktivitetsbilde påvirker reinens arealbruk og økologi, med bakgrunn i den generelle kunnskapen i utredningens første del.

4.1. Inngrep og forstyrrelser

Snøhettaområdet har store inngrepsfrie areal i de høyereliggende sentrale og nordvestlige deler. Båndleggingen av arealer som har funnet sted har i det vesentlige skjedd på Dalsida, i Torbudalen, Sandgrovbøtn og i områdets ytterkanter. De sentrale områdene har imidlertid et omfattende turløypenett med flere tilhørende hytter. For en mer inngående beskrivelse av dette temaet henvises til Jordhøy (2001)

4.1.1. Inngrep og forstyrrelser i skytefeltet og tilgrensende områder

Forsvaret har utgjort den tyngste menneskelige aktiviteten i skytefeltet og vi vil i dette avsnittet oppsummere denne. Fotturismen er også beskrevet her for vise hvordan disse brukergruppene har tilpasset seg hverandre etc.

Forsvarets øvingsfelt – historisk oversikt

Alt i 1923 hadde Forsvaret besiktiget et område mellom Hjerkin og Kongsvold og "funnet det skikket som kanonskyteplass." Området er beskrevet som "Fra Svona voktebolig gjennom Grisungdalen intil Grisungknarten, samt fra Svona voktebolig mot Snehætten og mot Knutshø – Heimtjernshø". I 1925 rettet Forsvarsdepartementet spørsmål til Landbruksdepartementet om å bruke området Hjerkin, Vardsjøhø, Buahø, Snøhetta, Svona voktebolig til "leilighetsvis benyttelse for Feltartilleriets skyteskole i tiden august – september på visse betingelser". Fram til 1945 var det bare en sporadisk bruk av området til øvelser og prøveskyting. 45.

I 1953 ble skytefeltet utvidet etter samtykke fra LD. Forut for denne utvidelsen klaget bl.a. Dovre fjellstyre over ulemper med skytinga i Grisungdalen. Dette endte til slutt i retten og Forsvaret måtte betale erstatning for tapte beitemuligheter. Som en følge av dette inngikk fjellstyrene i Lesja og Dovre en avtale om indeksregulert årlig erstatning for tapte muligheter til driftebeite. Eierne av de få setrene som låg innefor skytefeltet fikk årlig erstatning for at de måtte oppgi setringa.

I en befaringsrapport om beiteforholdene fra reindriftskonsulent Peder Hagen i 1965, nevnte han "Landforsvarets disposisjon av et større område i reinbeitemarkene" som en begrensende faktor for reinen sommer som vinter. Han hevdet ellers at "den stadige ferdsel innen området, skyting og andre øvelser, transporter av forskjellig slag, blir årsak til at reinen skyr området som beitemarker til alle årstider". Videre framgår det av rapporten at øvingsfeltet må "avskrives som nyttbart beiteområde i det vesentligste, så lenge feltet disponeres av Landforsvaret til militære formål". Selv om feltet ikke blir beitet av rein, mener han at det blir "sterkt skadd av ferdsel av mange slags, og ikke kan regnes som nyttbart beite".

Øvingsaktiviteten og utbygginga tok seg gradvis opp framover i 60-åra.

Hovedtyngden av den samlede byggeaktiviteten i feltet (bygg, anlegg og veg) foregikk i perioden 1958 – 62. I 1955 startet bygginga av den såkalte Ringvegen som går

rundt hele skytefeltet i nærheten av yttergrensa. Flere stikkveger ble også bygd. Store Ringveg går innover Svånådalen til Maribu og videre forbi Grisungvatna og på sørsida av Vålåsjøhø tilbake til Hjerkin. Den har ført til bedre tilgjengelighet bl.a. til hyttene ved Grisungvatna.

I 1971 mente bruksrettshaverne i området at forswarets øvingsaktivitet hadde fått et omfang som gikk ut over forutsetningene i de tidligere inngåtte avtaler. Det ble spesielt pekt på reduserte muligheter til fiske, jakt, beite og turisme. Tidligere avtaler ble på denne bakgrunn forsøkt oppsagt, men dette kravet fikk ikke medhold. På 1980- og 90-tallet ble det bygget bane for skyting med stridsvogn mot bevegelig mål ved Haukberget og et større areal med automatisk registrering av treff av farlige granater er inngjerdet i Grisungdalen.

Skytefeltet har lagt forholdsvis strenge restriksjoner på bruken av området til friluftsmål / turisme. Selv om det til tider har vært betydelig med folk i skytefeltet i rolige perioder som i påska og helgene utover våren, har tilgjengeligheten vært sterkt redusert når det har vært skyting. Vegbruken har likevel blitt tatt opp i Villreinutvalgets årsmeldinger fra tid til annen, og det framgår at det har vært et problem særlig Dovre har slitt med. Det stilles også spørsmål om hvordan en best kan organisere kjøring og parkering langs vegen til Snøheim.

DNT åpnet nye Reinheim (seinere Snøheim) i 1952. Denne hytta som ligger helt innunder Snøhetta hadde et stort potensiale selv ut fra datidens fjellturisme. Forsvaret overtok Reinheim i 1958. Det har vært en sterkt redusert bruk av hytta fram til nå og den bærer i dag preg av minimalt vedlikehold og bruk.

Da DNT solgte Reinheim ble det bygget ei mindre selvbetjent hytte i Stoplsjødalen. Denne har hatt stor trafikk og bl.a. vært et yndet turmål for studenter fra Trondheim som gjerne har reist hit i helgene. Dette har ført til økende trafikk gjennom Stropsjødalen, og traseen er nå av de mest brukte i området (Båtstad 2001).

Men selv om skytefeltet har ført til restriksjoner på den allmenne ferdselen har slett ikke alt det som har skjedd i skytefeltet hatt positiv virkning. Enkelte deler av skytefeltet er i dag ganske synlig påvirket av lang tids skyteaktivitet og mye av vegetasjonen har blitt borte. Grisungdalen og Storkvølva ved Haukberget eksempler på dette.

I kontrakten mellom Forsvaret og fjellstyrene er det fastslått at skytinga skal opphøre under villreinjakta. Det utviklet seg et utstrakt samarbeid mellom skytefeltledelsen og fjellstyrene for å finne fram til et best mulig løsnings her.

Den menneskelige aktiviteten i skytefeltet under øvelser har stort sett vært ganske forutsigbar. I grove trekk har området i Grisungdalen blitt brukt til bombing og langdistanseskyting, området ved Stor-Randen til artilleriskyting og banen ved Haukberget til stridsvognskyting mot bevegelig mål. At det ble bygget veger og anlagt faste stridsvognløyper på flatene innover mot Haukberget har ført til noe reduksjon av terrengslitasjen.

Sambandstråd var i mange år et stort problem. De forskjellige avdelingene la ut kilometervis med tynn sambandstråd mellom kommandoplasser og forskjellige

øvende avdelinger ute i feltet, som ved enkelte anledninger ikke ble samlet inn igjen. Det har derfor vært mange tilfeller av at rein har fått på seg tråd under beiting og viklet seg inn i den. I noen tilfeller har de nesten ikke kunnet gå. Det har også hendt flere ganger at dyr har blitt sammenfiltret med slik tråd. Av og til har det endt med at det ene dyret har dødd og det andre har stått og vrikket og bendt til det har klart å vri hodet av det døde dyret og slept omkring med et ekstra hode. Etter hvert har det kommet andre muligheter for samband, slik at bruken av tråd så å si har opphørt, men fortsatt kan det finnes igjen klaser av tråd ute i terrenget som.

En antar at tråden har tatt livet av mange flere rein enn de blindgjengerne som har ligget igjen.

En annen kuriositet er at det et år ble funnet igjen fem seks døde moskus mellom Tjørnhøkollen og Einøvlingen. Veterinærene kom til at dødsårsaken antagelig var forgiftning ved at de hadde drukket av vannpytter der det lå fosforgranater. Grunnen til at ingen rein døde av dette, var at det ikke var rein i området på denne tida.

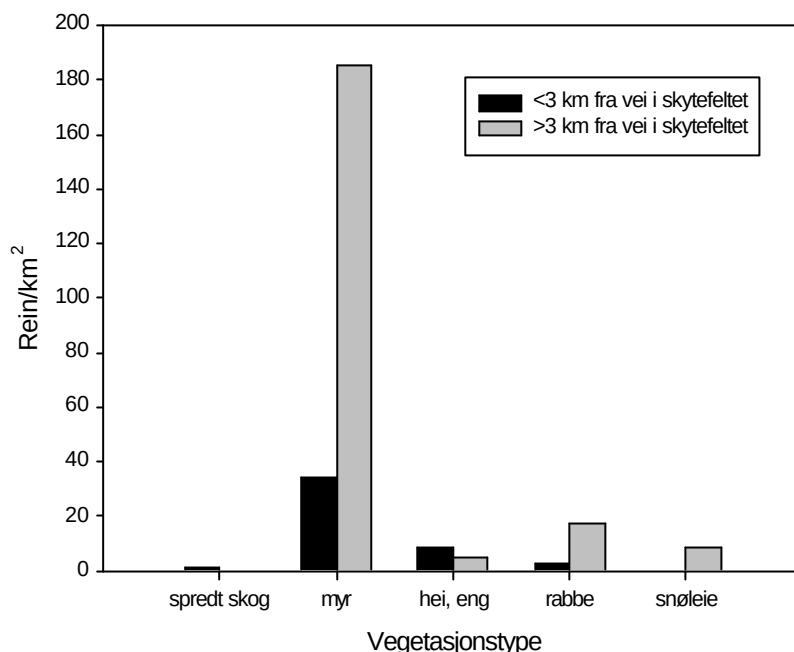
På 1980- og 90-tallet fikk Forsvaret mer langtrekkende artilleri og behovet for standplasser lengre borte meldte seg. Det ble sett på muligheter for i alt 6 slike standplasser i fjellområdene omkring. Det har vært gjennomført langdistanseskyting med standplasser i Grimsdalen og på Turrhaugen i Joramo bygdealmening.

Totalt sett har forsvarets aktivitet i skytefeltet for en stor del vært forutsigbar. Det vil si at aktivitetsmønsteret til øvingsaktiviteten har endret seg relativt lite fra år til år.

Andre relevante undersøkelser innen andre av forsvarets skytefeltarealer (regionale effekter)

Flertallet av studier av regionale effekter konkluderer med at forstyrrelsen har en langvarig effekt. Forskning på regionale effekter omfatter kartlegging av reinens arealbruk før, under og etter forstyrrelse, samt kartlegging av beitebruk i forhold til avstand til inngrep. De konkluderer i hovedsak med at reinen trekker seg unna områder nær inngrep og forstyrrelser, at den i mange tilfeller må bruke beiter av dårligere kvalitet, og at tettheten av rein i gjenværende, uforstyrrede områder øker (Cameron et al. 1992, Helle og Särkelä 1993, Smith et al. 2000, Vistnes og Nellemann 2001, Nellemann et al., 2003).

I et studie av reines arealbruk i Halkavarre-Porsangmoen skytefelt var tettheten av rein 84% lavere i områder innen 3 km fra infrastruktur sammenliknet med resten av skytefeltet (henholdsvis 3,6 og 21,8 rein/km²), også for tilsvarende høydelag. Myr, rabber og snøleier, som ble brukt mer enn- eller like mye i skytefeltet som utenfor, hadde i skytefeltet en signifikant høyere bruk i områder mer enn 3 km fra infrastruktur enn i områder innen 3 km fra infrastruktur (fig. 11). Myrområder, som er attraktive reinbeiter, hadde en 80% lavere bruk innen 3 km fra infrastruktur sammenliknet med områder mer enn 3 km fra infrastruktur. Rabber hadde en 83% lavere bruk, og snøleier ble ikke brukt innen 3 km fra infrastruktur (Nellemann og Vistnes, 2002).



Figur 11. Tetthet av 1044 talte rein i ulike vegetasjonstyper sammenliknet mellom områder mer og mindre enn 3 km fra vei i Hålkavárre-Porsangmoen skytefelt. Reintettheten innen hver vegetasjonstype var signifikant forskjellig mellom områdene mer og mindre enn 3 km fra vei, med unntak innen spredt skog og hei/eng.

Effekter av vegnettet og Forsvarets aktiviteter på villreinens arealbruk og bruk av vinterbeiter i og utenfor skytefeltet på Hjerkin

I Snøhetta er vinterbeiter en klar minimumsfaktor, men i Rondane derimot, bare få kilometer unna Hjerkin skytefelt, er det lite sommerbeite men svært rike lavressurser og mer gunstige snøforhold. I Snøhetta utgjør de aller østligste områdene de mest sentrale potensielle vinterbeiter, herunder områder innen og inntil skytefeltet.

Reinens beiting vinterstid reflekteres tydelig i lavsammensetning og biomasse. Flere tidligere studier har vist at reinen primært beiter på eksponert lavhei (Nellemann, 1996). Først utbeites kvitkrull (*Cladina alpestris*), deretter rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), og endelig gulskinn (*Cetraria nivalis*), (Nellemann et al. 2000; Nellemann et al., 2001; Vistnes et al., 2001; Vistnes et al., 2003). I Snøhetta utgjør mengden av lav i områder brukt av reinen ca. 50-150 gram lav/m², og i lite brukte områder 800-1200 gram lav/m² (Vistnes et al., 2003). Sammen med artssammensetning utgjør biomassen således et godt mål på reinens bruk.

Det ble i januar 2003 gjennomført en undersøkelse av lav- og beitesammensetning i forhold til avstand til E6 og Snøheimvegen for å teste om eventuelle forskjeller i reinens bruk var av en slik systematisk karakter at det kunne reflekteres i lavsammensetning og biomasse med økende avstand til inngrepene. 12 ruter, hver på 20 x 50 m ble lagt ut tilfeldig (ved bruk av random digit table og feltkoordinater) i eksponert gulskinn-dominert lavhei mellom 1100 og 1500 moh i 1-10 km avstand fra E6 og Snøheimveien. 7 ruter ble lagt ut tilfeldig innen 7-8 km avstand fra E6 men langs en 1-5 km avstand fra Snøheimveien for å teste eventuelle effekter av vegetasjon med like høydelag og lik avstand til E6. Innen hver rute ble det lagt ut 5 tilfeldige rammer på 1 m², hvor det ble registrert høyde på alle dominerende lavarter,

samt dekningsgrad ved å telle antall ruter av 100 med mer enn 50% dekning. Samme metode har vært anvendt tidligere i området og en rekke undersøkelser i Norge og i utlandet (se detaljer i bl.a. Nellemann 1996; Nellemann et al., 2000; Vistnes et al., 2003). Det ble bare gjennomført registreinger i områder med mindre enn 20 cm snødybde og Ramslog < 2 ved 20 cm fallhøyde (se Nellemann et al, 2001).

Et satellittbilde (Landsat TM5) fra 1996 ble benyttet til å vurdere fordelingen av lavhei generelt sammen med et vegetasjonskart fra NIJOS (se Nellemann, 1996 og Vistnes et al., 2003). Satellittbildet viser at områdene rundt Snøheimveien og E6 utgjør store mengder lite brukt lavhei (Fig. 12), på tross av nedslitte områder rundt.

Satellittbilder, tidligere beiterregistreringer samt nye målinger bekrefter entydig at områdene rundt både Ringveien og spesielt området Stridåi-Hjerkinn-Kolla i dag utgjør det største vinterbeitepotensialet ut fra snøforhold og beitesammensetning.

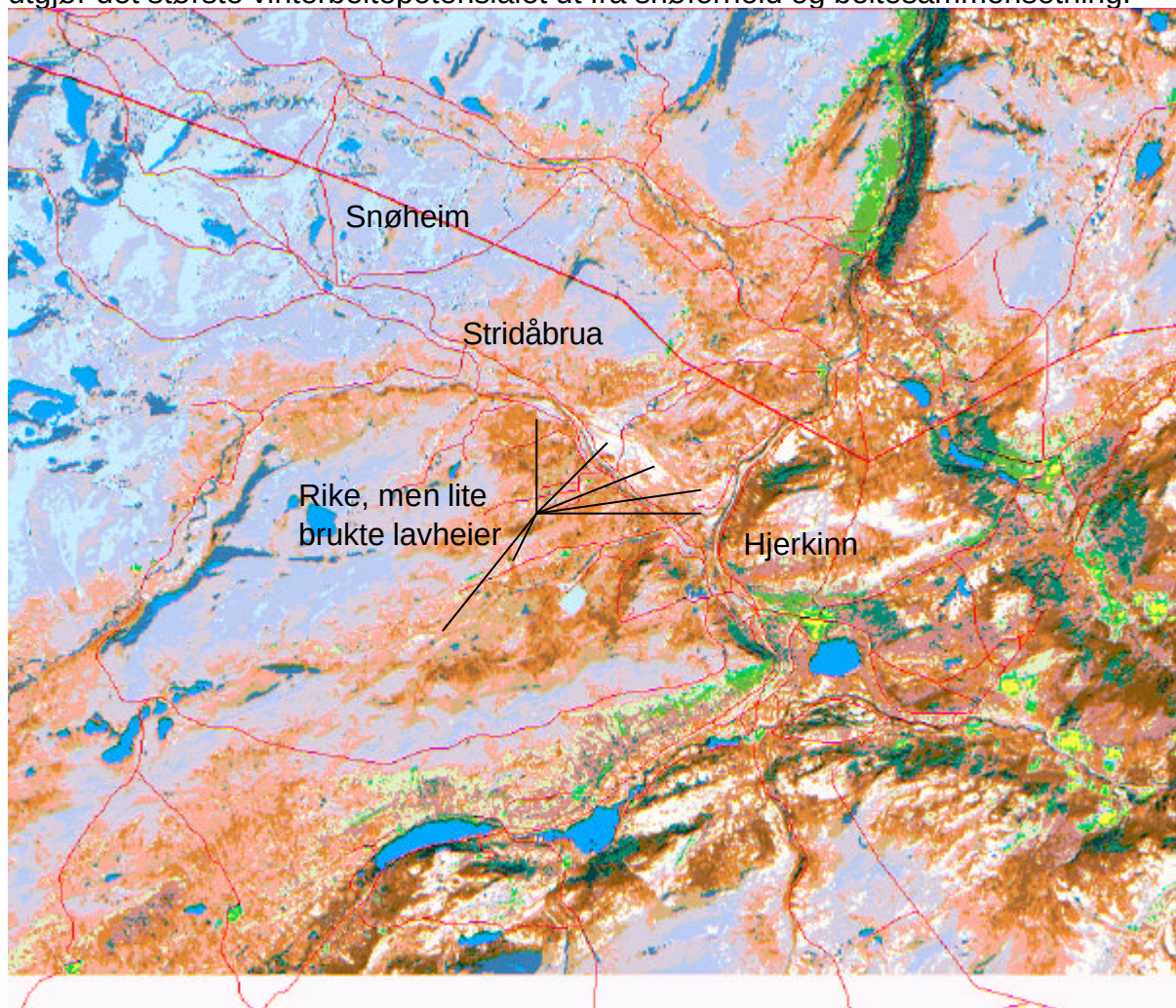
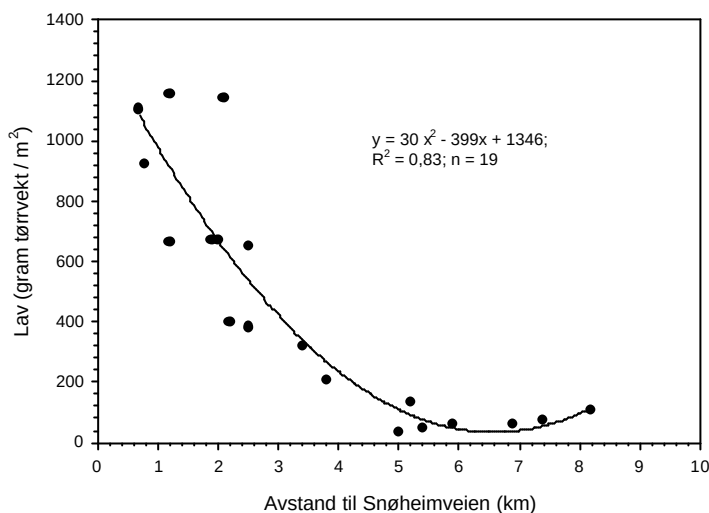


Fig. 12. Fordelingen av vegetasjon i og rundt skytefeltet. Fylkesgrenser, veier og turistløyper er angitt med rødt. Hvite/lyse farger viser eksponerte rike lavheier. Deler av området langs Snøheim -Stridåbrua utgjør noen av de eneste områder med flere kilometers avstand til E6 som ikke er slitte. Veien har stort sett bare vært periodevis åpen fram til Stridåbrua vinterstid.



Figur 13. Reinens bruk av samme type beiteareal gitt som beiteslitasje ved ulike avstander til Snøheimveien. Figuren viser at reinen relativt sjelden bruker arealer innen 2,5 km fra Snøheimveien. En analyse av i hvilken grad dette skyldes influensen av E6 er gitt i Figur 14.

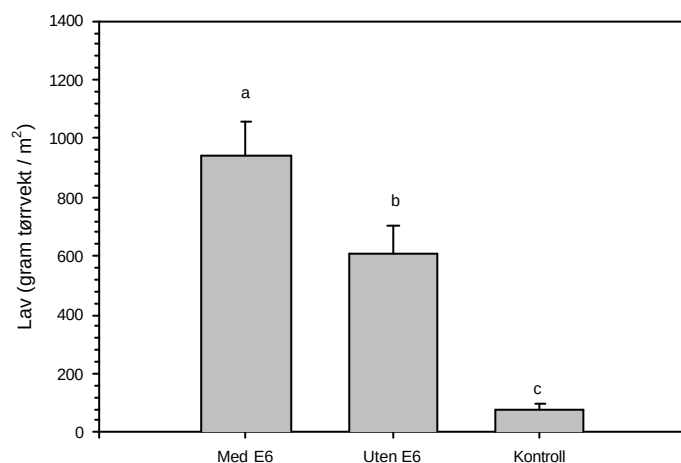


Fig. 14. Reinens bruk av sammenlignbare beitearealer 2,5 km fra Snøheimveien med ulik grad av forstyrrelse. Områder innen 2,5 km fra E6 og Snøheimveien har ingen bruk av reinen (t.v.), områder 2,5 fra Snøheimveien og mer enn 7 km fra E6 har noe tilfeldig bruk, men stort sett svært lite beiting, og kontrollområder mer enn 5 km fra Snøheimveien og 10 km fra E6 er svært slitte. Ulike bokstaver indikerer statistisk signifikante forskjeller ($p < 0.05$) med 1-veis variansanalyse med Tukey's tester for multiple sammenligninger. Samtlige grupper er signifikant forskjellige.

Områdene langs med E6 og det tetteste veinettet rundt Hjerkinns viser ingen tegn på å være brukt av reinen (Fig. 13). Biomassen av tilgjengelig lav for reinen utgjør her på rabbene 700-1100 gram lav/m². Dette er 5-20 ganger høyere enn noe annet sted i Snøhetta i dag, med unntak av lavereliggende strøk ved Dalsidedalføret som ikke lenger brukes nevneverdig etter kraftutbyggingen (Vistnes et al., 2003).

Områdene 5-7 km fra E6 viser svært lite slitasje langs Snøheimveien, men stor slitasje 2-10 km fra denne i ellers lik avstand til annen forstyrrelse, herunder E6, under samme høyde, vegetasjons- og snøforhold. Resultatene fra unnvikelsesstudiene viser at reinen har brukt nærområdene til Snøheimvegen langt mindre enn bakgrunnsområdene. Ser vi på de 7 ruter (35 plott) som ligger med jevn avstand E6 altså mellom 7 og 8 km fra E6, men som samtidig ligger mellom 0-5 km fra Snøheimveien, er det en klar avstandseffekt ($r=-0,96$, $p<0.01$, men ingen høydeeffekt $r=-0,45$, $p=0,25$). Beiterregistreingene viser også entydig at mengden av kvitkrull og rabbeskjegg går raskt ned med avstand til Snøheimveien, det samme gjør dekningsgraden av gulskinn.

Ferdselsundersøkelser

Størsteparten av den registrerte ferdselen foregår i barmarkssesongen. En stor del av trafikken i skytefeltet er knyttet til transport inn Snøheimvegen. En stor del av de besøkende beveger seg kun korte distanser vekk fra bil og veg (Vorkinn og Flygind, 2003). Skytefeltets hovedfunksjon sommerstid ser ut til å være som transittområde inn til Snøhetta. Reinsjegerne bruker vegen utstrakt for å komme inn i jaktområdet. En stor del av ferdselen til fots foregår langs merkede, eller godt synlige stier. Dette gjelder spesielt for utenlandske fotturister. Spredt ferdsel fra E-6 og hytter langsmed denne foregår nok i en viss utstrekning, men det foreligger ikke målinger av denne ferdselen og omfanget er derfor uvisst.

4.1.2. Planlagte endringer i forvaltningen av skytefeltarealet

Stortinget vedtok 23 mars 1999 å opprette et nytt skyte- og øvingsfelt for Forsvarets avdelinger på Østlandet - Regionfelt Østlandet (RØ) i Åmot kommune. Samtidig ble det vedtatt at Hjerkinns skytefelt skal legges ned som ledd i en omfattende plan for utvidet vern av Dovrefjell. Bruken av Hjerkinns skytefelt avvikles etter hvert som RØ blir ferdigstilt for operativ bruk. RØ er planlagt tatt i bruk 2005 og fullt utbygget i løpet av 2008. Arbeidene med rydding og sanering av inngrep på Hjerkinns er anslått å ta inntil 30 år.

Planarbeidet skal gjennomføres på en slik måte at man får en betydelig naturverngevinst og helt nye perspektiver for vern og helhetlig forvaltning av Dovrefjellområdet (jf Stortingets forutsetninger). I dette ligger det at de arealene som skal innlemmes i de framtidige verneområdene skal tilbakeføres til en mest mulig opprinnelig naturtilstand. Planarbeidet har generelt som formål å gjennomføre Stortingsvedtaket, gjennom en åpen planprosess som gir konkrete mål for restaureringsinnsatsen i skytefeltet, slik at forutsetningene for framtidig bruk og vern blir ivarettatt.

5. Villrein faglig vurdering

For å tilnærme oss oppdragets mål vil vi først ta utgangspunkt i anerkjente villreinøkologiske forutsetninger og kjensgjerninger, når det gjelder kritiske faktorer i villreinens leveområder og i Snøhettaområdet og skytefeltarealet spesielt. Deretter vil vi ut fra kjent kunnskap vurdere effekten på villrein ved ulike tilbakeføringsstrategier. Vi vil forsøke å besvare de konkrete spørsmålene (5.2.) i den grad dette er faglig mulig. Til slutt vil vi beskrive aktuelle tiltak.

5.1. Diskusjon

I problemstillingene som ønskes belyst er det mange fellestrekk og vi vil i det følgende fokusere på forhold som har overordnet betydning i den aktuelle arealforvaltnings-sammenheng.

Reinens viktigste tilpasning til naturmiljøet i fjellet er *vandring* og utnyttelse av *lav* som vinterbeite. Vandringen og utnyttelsen av alternative beiteområder kan fungere som en buffer når det oppstår marginalsituasjoner som for eksempel nedising av beiten. Eller i perioder med sterk bestandsvekst og stor tetthet i bestandene. Når flokkene kan trekke uhindret over store områder øker mulighetene for å finne beiter som er mindre utsatt for nedising, gjerne i mer nedbørfattige strøk. Dermed vil de kunne ha et tilstrekkelig næringsinntak og bedre mulighetene til å opprettholde sin kondisjon vinterstid. Særlig er dette viktig for simlene under drektighetstiden, og videre kalvenes kondisjon ved fødselen og dermed overlevelsesmuligheter.

Dersom store menneskeskapte barrierer hindrer trekk mellom viktige funksjonsområder kan det få store negative konsekvenser. Et konkret eksempel på dette fikk vi i Snøhettaområdet på 1960-tallet da bestanden beitet ned sitt eget næringsgrunnlag, på grunn av knappe vinterbeiteressurser og feilslått bestandsforvaltning. I denne situasjonen var dyra utsultet og de brøt barrierer de vanligvis ikke gjør, for å finne vinterføde (Jordhøy 2001). Nedbeitingen her hadde langvarige konsekvenser både for dyras kondisjon og kvaliteten på beiten. Med regulering av bestanden på et lavt nivå i over 30 år ser en først nå tydelige tegn på bedring i beiten og dyras kondisjon. Det er imidlertid en kjensgjerning at vinterbeiteressursen og tilgangen til denne fortsatt vil være minimumsfaktoren for bestanden i Snøhettaområdet. Bestandsstørrelsen må derfor beregnes ut fra denne. Dersom vinterbeitepotensialet, og tilgangen til denne økes, vil det også være rom for en større bestand i området.

5.2. Oppdragets problemstillinger – Tilnærming

Totalt sett er selve øvingsfeltet med veger, anlegg og tilhørende infrastruktur et betydelig aktivitets- og inngrepsbilde innen vinterbeitearealene i villreinområdet. I tillegg til at vinterbeitet er minimumsfaktoren ("flaskehalsen") for reinen er vinteren en meget sårbar periode i forhold til forstyrrelser. I historisk perspektiv har nok arealene i skytefeltet vært viktige for reinen, både i forbindelse med storskalatrekk og mer lokal habitatbruk. Dette antydes ved forekomstene av fortidsminner som kan knyttes til jakt og fangst på rein.

Det er rom for mange spørsmål når en skal diskutere konsekvensene av øvingsaktiviteten for villreinen i øvingsfeltet, samt effekten av tilbakeføring på lang sikt under ulike forutsetninger. Vi skal her forsøke å gå gjennom noen aktuelle problemstillinger.

Hvordan har villreinens bruk av skytefeltarealet artet seg i en optimalsituasjon (ingen inngrep eller forstyrrelse)? Vi vet at det har vært trafikk av rein i arealet gjennom hele perioden forsvaret har hatt aktivitet her, men i hvilken grad - sammenlignet med ingen menneskelig aktivitet, eller i en situasjon med utstrakt friluftaktivitet alene?

En rekke studier av menneskelig aktivitet i forhold til forstyrrelser på villrein viser at spesielt fostringsflokkene har en klar tilbøyning til å unngå områder nærmest forstyrrelseskilden. Alt taler derfor for at reinens bruksfrekvens innen de mest aktivitets-belastede deler av øvingsfeltet har vært høyere dersom det ikke hadde vært noen form for forstyrrelser her. For øvrig: Langsiktig overvåkning (vintertellinger) av villrein i Snøhettaområdet antyder at fjellmassivene rundt Einøvlingen har hatt en bra observasjonsfrekvens fram til dags dato, mens de mest "aktive" delene av øvingsfeltet har hatt en lav observasjonsfrekvens.

Dersom alternativet til øvingsaktiviteten har vært utstrakt organisert fotturisme, har da en slik forstyrrelseskilde vært mer skånsom overfor reinen? Studier på Hardangervidda viser at reinen klart unngår soner rundt trafikkerte stier.

Vi vet at reinen har svært verdifulle habitatkvaliteter innen skytefeltarealet. Oppholder det seg flokker innen arealet på tross av forstyrrelser fordi habitatkvalitetene er så påviselig gode (også sett i forhold til det øvrige habitatpotensialet i villreinområdet) og hvor mye av flokkene er opportuniste (bukker)?

Andre atferdstrekk ved villreinen som kan ha påvirket forekomsten av dyr i skytefeltet: Reinens nomadisme og pulserende arealbruk gjennom sesongen kan tilsa at flokkene et eller annet sted må trafikkere gjennom arealet når de runder Dovremassivet under sesongvise og periodiske forflytninger.

Godt studerte og dokumenterte effekter av ulike typer forstyrrelser (herunder områder/veier med motorisert aktivitet) kan medføre betydelig redusert beitetilgang. Hvorvidt (hvor og i hvilken grad) gjør såkalte unntakseffekter seg gjeldende pr. i dag i skytefeltet og hvor mye av en ev. unntakelse skyldes forstyrrelse fra E-6 og jernbane? Ut fra våre undersøkelser kan vi si følgende:

Reinens slitasje på lavmattene indikerer en klar unntakelse og reduksjon i bruk av områdene inntil midtre og nedre deler av Snøheimveien, så vel som av E6.

Dette er med andre ord en tydelig unntakelseeffekt tilsvarende den som er registrert i Halkavarre-Porsangermoen, Finnmark, så vel som i en hel rekke andre studier verden over (Bradshaw et al., 1997; Wolfe et al., 2000; Dyer et al., 2001; Frid and Dill, 2002, Mahoney and Schaefer, 2002; Nellemann et al., 2003; Vistnes et al., 2003).

Det er klart at gevinstpotensialet for villrein er stort ved en tilbakeføring av skytefeltarealene, men dette er sterkt avhengig av hvilke strategier som velges.

5.3. Villreinfaglig vurdering i forhold til konkrete spørsmål – konklusjon i et langsiktig perspektiv.

For alle vurderinger må det legges til grunn at reinen i Snøhettaområdet tilhører den mest opprinnelige fjellreinen med høyest skyhetsgrad.

Alt. 1: Fullstendig tilbakeføring til opprinnelig tilstand, så langt praktisk mulig. Ingen spesiell tilrettelegging; vegene sanert eller stengt for motorisert ferdsel.

Det er formålstjenlig å dele alternativet i to deler.

Del a. Vegene sanert

Fra et villreinfaglig synspunkt er det dette alternativet som i særklasse er det gunstigste for villreinen. Det vil ut ifra gjennomgått, dokumentert totalkunnskap ha et stort potensiale for en økt beitetilgang for reinen. Tilbakeført "inngrepsfritt" villmarksareal (areal >5 km fra veg, med en mer kontrollerbar forstyrrelsesfaktor) bli stort (**figur 15**) og omfatter vitale habitatkvaliteter, herunder en betydelig andel av minimumsressursen, vinterbeite. Fjellet og leveområdet for reinen blir større og mer kontrollerbart (med hensyn til ferdsel). Grovt sett vil villreinens bæreevne på lang sikt kunne økes med anslagsvis 10-15%, forutsatt at menneskelig ferdsel reguleres i sensitive perioder- og områder, og at det ikke skjer nye belastninger i andre deler av leveområdet. Jaktmulighetene vil også kunne opprettholdes uten veg, ved reinen etter hvert i større grad tar i bruk østlige deler av Hjerkinvidda, hvor den tyngste militære aktiviteten har foregått. Alternativ 1a. er også i tråd med den norske miljøforvaltningens forpliktelser i henhold til signerte, internasjonale avtaler (Bern-konvensjonen og Rio-avtalen), samt en ny FN-rapport (UNEP 2002).

En tilbakeføring av faste inngrep i form av veger vil øke andelen av kvalifisert villmark i området betydelig. Dette er forenlig med tilbakeføring av reinens leveområde og tilhørende kvaliteter til situasjonen før etableringen av skytefeltet, hvor skadevirkningene på reinen utgjør en av de eneste klart dokumenterte effektene.

Del b. Vegene stengt.

Isolert sett er ikke selve veglegemet det store problemet for reinen, men det den måtte generere av forstyrrende ferdsel. Det må påpekes at selv en stengt veg vil ha et reelt, uforutsigbart forstyrrelsespotensiale under en sivil/lokal forvaltning enn en sanert veg. En erfarer at skiftende politiske "regimer" har forskjellig tilnærming og forståelse av hva som kan tillates i forhold til villreininteressene. De lokalpolitiske pressmekanismene i forhold til bruk av slike veglegemer vil kunne være sterke, også i vinterperioden (Snøheimvegen). Dokumentert ulovlig vegframføring inn i meget sensitive villreinhabitater i andre deler av Snøhettaområdet har bekreftet dette (Jordhøy 2001). Det vil for øvrig være problematisk å unngå bruk av et slikt veglegeme til sykling og ferdsel til fots. Totalt sett vurderes derfor *stengt veg* som en potensielt langt dårligere løsning enn *sanert veg*, ut fra nevnte forhold.

Som beskrevet under alt. 1 vil et veglegeme kunne ha utviklings- og forstyrrelsespotensiale på lang sikt selv om det pr. dato vedtas stengt for motorisert ferdsel. Dette alternativet medfører en svært begrenset effekt når det gjelder gevinst iform av inngrepsfritt areal i forhold til alt. 1 (del a). Forstyrrelseseffekten innover Hjerkinnavidda av nevnte aktiviteter forventes å bli betydelig i barmarkssesongen, med det omfanget en kan forvente ut fra spørreundersøkelsen fra Vorkinn og Flygind (2003). Med Snøheim som destinasjon vil ferdsele og tilhørende forstyrrelse kunne stimuleres og skape barriereeffekt/unnvikelse i tilknytning til reinens trekk og beiting i Hjerkinnavidda og omegn. Med Stridåa som endepunkt vil en få en mer konsentrert aktivitet her. Dette er lokalisert i et sensitivt trekkområde for reien og er dermed svært negativt i forhold til reinens dynamiske arealbruks-behov.

Alt. 4. Som alt 3, men vegen kan i tillegg brukes til organisert kjøring (transport av turister) alternativt være åpen for bilkjøring i perioden 1. juli – 1. oktober

Alternativet medfører en skjerpet tilstand for reien i forhold til alt. 3. da motorisert transport vil føre til en klar forverring av forstyrrelsesbildet. Belastningen i området ved Stridåa er særlig konfliktfylt, som nevnt under forrige punkt. Alternativet vil klart medføre en betydelig negativ gevinst for reien i forhold til dagens situasjon og er totalt sett det mest ugunstige valget. Med en slik tung turistbelastning på lang sikt vil bæreevnen for bestanden reduseres med anslagsvis 10-20%. Snøheimvegens framtidige status er klart det inngrepet som vil ha størst arealmessig innvirkning (±) på kvalifisert villmark (inngrepsfrie områder, **figur 15**). Også med eksisterende trafikkbilde har vi påvist at reien unnviker betydelige arealer langs denne vegen (**figur 13**)

Spesiell vurdering av kjørbare atkomst til Rolstadsetrene

Ethvert inngrep som genererer forstyrrelse innen reinens leveområde er negativt for dyras tilgang til ulike funksjonskvaliteter. Dersom vegen er privat og stengt med bom, samt benyttes kun i forbindelse med tradisjonell seterdrift, vil den trolig utgjøre små begrensinger for reien.

Spesiell vurdering av mulig kjørbare atkomst til Grisungvatna og Grøndalen

Eksisterende Ringvegtrase til Grisungvatna er svært lang og berører store og svært verdifulle villreinhabitater spesielt med tanke på vinterbeiter, men også som trekkareal. Å opprettholde disse vegene vil bety at en har et stort irreversibelt inngrep her og et potensiale til å generere omfattende forstyrrelse på reien, avhengig av hvordan den forvaltes i framtida.

Vurdering av nye merkede ruter for vandring og ridning

Som nevnt i tidligere avsnitt er det ut fra en villreinfastlig synsvinkel en fordel å samle ferdsele innover fjellet. Et alternativ til stier innover Hjerkinnavidda vil være å kanalisere ferselen nordover fra Hjerkinn parallelt med jernbanen, men i god avstand fra denne og trekkområdet på østsida av Kolla. Denne stien knyttes da sammen med stien som går oppover Stroplesjødalen. Kanalisering av ferdsel inn til Grisungvatna kan skje via dagens trase fra Nysetra.

5.4. Tiltak

Snøhetta og fjellnaturen rundt vil være en stor attraksjon for turister og lokalbefolkning også i framtida. Vi vil her fremme noen forslag for hvordan en skal

kunne tilrettelegge for en bærekraftig utvikling hva angår både villrein og menneskelig opplevelseshov.

Nedover i Europa har en mange steder tilrettelagt for turisme i nasjonalparkene gjennom informasjon og kommersielle tilbud i utkanten av parkene. Mange assosierer fjellområder/nasjonalpark med urørt natur og dette vil også være en viktig kvalitet for besøkende på Dovrefjell. Et godt informasjonssenter/etablissement på Hjerkinns med tilhørende infrastruktur og kommersiell aktivitet (salg av produkter med lokal/regional egenart) vil kunne fange opp en svært stor del av potensielt publikum. Vektlegging av kunnskapsbasert turisme er også et viktig mål. Det finnes et stort omfang med dokumentert kunnskap innen et bredt temasppekter vedrørende Dovrefjell. Et fyldig kunnskapsbibliotek (også interaktivt) bør være tilgjengelig på et slikt senter. Dette vil være holdningsskapende for forståelsen av en langsiktig, bærekraftig naturbruk.

Mange vil nok også ønske nærkontakt med naturen på Dovrefjell. Moskusen er selvsagt en stor attraksjon, i tillegg til villreinen. Fra Tverrfjellet har en utsyn over et enormt fjellareal (Hjerkinnsvidda og omliggende fjell er i klarvær godt synlig fra her) og lokaliteten eger seg utmerket for visuelle opplevelser ved hjelp av teleskop. Gjennom et slikt optisk verktøy kan moskus og rein oppleves/studeres i detalj. Mange vil synes dette, sammen med opplevelsen av urørt (tilbakeført) villmark, er svært berikende. En terrengtilpasset bygning tilrettelagt for dette formålet på Tverrfjellet vil således kunne ha et stort potensiale.

Det er urealistisk å tro at ferdselen i området skal kunne konsentreres i en og samme trase. Spredt ferdsel vil rettnok være negativt for reinen, og det er en utfordring å kanalisere ferdselen utenom sensitive områder og perioder. Dersom utgangspunktet blir et område uten permanente inngrep, er det likevel langt større muligheter til gradvis å finne fram til skånsom ferdselsstruktur enn om irreversible inngrep som veglegemer fortsatt eksisterer.

6 Moskus

Kort historikk og bestandsutvikling

Dagens stamme er etterkommere etter ca 10 av 21 moskus som ble utsatt i årene 1947 – 1953. De første utsettingene ble foretatt ved Hjerkinns. Senere utsettinger fra Kongsvold og Støldalen. Stammen økte sakte til ca 1990, da stammen etter hvert vokste raskere fram til dagens nivå på 130-140 dyr. (Telling før kalving i 2002 ga 124 dyr).

Forvaltning

Forvaltningsansvaret for moskus i Norge er tillagt Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Det ble i 1995 utarbeidet en plan for forvaltningen av moskus. Planen er til revidering nå, det forventes at en ny vil komme i løpet av 2003. Det gjennomføres årlige tellinger og registrering av avgang av moskus. Fallvilt omsettes til inntekt for viltfondet.

Arealbruk

Etter utsettingene etablerte stammen seg etter hvert i fjellene nordvest for Kongsvold, der de hadde både sommerbeiter, kalvingsområder og vinterbeiter. Deler av populasjonen begynte etter hvert å benytte Grøndølområdet i Lesja og Dovre kommune som høstbeiter.

Utover i 1980-årene ble nordvestlige arealer (Grøndalen og omegn) mer benyttet. I første rekke som sommer- og høstbeite, men noen dyr oppholdt seg også der om vinteren. Dette var stort sett okser. Vinterbeiter og kalvingsland var fortsatt i hovedsak i fjellene langs Drivdalen NV for Kongsvold. Siden midten på 1990-tallet har det hver vinter stått en del moskus i skytefeltet, i et antall opp til 42 (2002). Dyrene som står i Dovre/Lesja om vinteren ser ut til å ha kalvingsområde i skogen ved Geitberget på Hjerkin, våren 2002 ble ei ku med en kalv ihjelkjørt av tog der. Vinterstid er området Grøndalens nordøstside mot Einøvlingvatna samt området Svartberget – Grisungknatten mye brukt. Området har en del godt vinterbeite, og relativt lite nedbør vinterstid.

Reproduksjon

Ut fra strukturtellingsresultater de senere år finner man et forhold kalv per ku 3 år og eldre fra 0,5 til 0,7. I andre områder varierer dette forholdet fra 0,39 (Jameson land, Thing et al. 1987) til 1,0+ (Søndre Strømfjord, Olesen 1993). Det er ved minst to anledninger påvist at kyr kan kalve når de er to år. Tvillinger er påvist ved flere anledninger. Dette er ellers kun påvist på Jameson land (Thing et al. 1987).

Beiteforhold

Området moskusen benytter nå gir tilgang på rikelig med sommer- og høstbeiter. Vårbeite er oftest i bjørkeskogen langs Drivdalen. Vinterbeiteområdene er mer begrenset, da moskusen er avhengig av lite snø. Dette fører til at moskusen har tilhold i bratte lier (der det ligger lite snø) og på avblåste rabber om vinteren, i hovedsak Høgsnyta, Store Nystuguhø og Hesthåggåhøa i Oppdal. I skytefeltet er det gode vinterbeiter i deler av området.

Telling, metodikk, avgang, utvandring

Det har i de senere år blitt gjennomført høsttelling og vintertelling.

Vintertellingene har blitt gjennomført som strukturtelling, og gir data som gir muligheter for å følge aldersgrupper opp til 4 år. Sammenholdt med avgangs- og antallsdata gir det mulighet til å vurdere kjent avgang mot sannsynlig avgang, reproduksjonsrate med mer.

Ut fra kjent avgang viser det seg at mennesket eller dets aktivitet står for hoveddelen av avgangen; påkjørsler på jernbanen og felling av dyr har vært de to desidert største dødsårsaker.

Dyr har vandret ut fra Dovrefjell siden stammen ble innført. Antall som har vandret ut er vanskelig å anslå i de år der man ikke har påfølgende gode telling. En del dyr har utvandret vestover, det antas at en del har omkommet der uten at kadavrene har blitt funnet.

SKYTEFELTETS BETYDNING FOR MOSKUSEN

Moskusen har brukt arealene i skytefeltet mer de senere år, trolig som følge av økningen i antall. Moskusens framtidige bruk av området kan øke dersom aktiviteten i skytefeltet legges ned, det burde vært samlet inn en del data på arealbruken innen skytefeltet før nedleggelsen for å ha et sammenlikningsgrunnlag til senere bruk. Strukturtelling de senere år viser at de dyrene som står i Skytefeltet gjennom vinteren i hovedsak er dyr i alderen 0-4 år, altså unge dyr. En forklaring kan være at det i hovedsak er unge dyr som søker nye beiteområder som følge av spredning (Spredningsadferd). Noe som kan støtte en slik forklaring er det faktum at vinterbruk av området etablerte seg etter at stammen i det opprinnelige kjerneområdet langs

Drivdalen hadde nådd et nivå på 90 – 100 vinterdyr. Vinterpopulasjonen i det opprinnelige området har siden vært stabilt (80-90 dyr), mens resten av populasjonen har vinterbeite-områder hovedsakelig i skytefeltet. Med økende stammestørrelse er det ut fra de siste 8-10 års utvikling naturlig å anta at mye av økningen i stammestørrelse vil gi seg utslag i økt bruk av områdene innenfor nåværende Hjerkinns skytefelt.

7 Forslag til oppfølging og overvåkning

Tilbakeføring av dette fjellområdet representerer en unik mulighet både i forhold til forvaltning og forskning, noe vi også ser som svært interessant i forhold til muligheten for å etablere undersøkelser som i størst mulig grad kan dokumentere effektene av de framtidige forvaltningsløsningene. Tilbakeføringen av skytefeltet er en langsiktig prosess, noe som har klare føringer for utforming av etterundersøkelsen ved at metodevalg og design for øvrig må fange opp langsiktigheten i denne prosessen. I det følgende vil vi gi en kort beskrivelse av viktige elementer i en slik etterundersøkelse, herunder noen konkrete forslag til metodevalg og forskningsdesign.

Prosjektets hovedmål

Hovedmålet for etterundersøkelsene er å dokumentere hvordan endringer i bruken av forsvarets skytefelt påvirker villreinens bruk av dette fjellområdet. Vi ser for oss at dette gjøres på tre nivåer:

1. Kartlegging av beiteressurser som er av betydning for villreinens bruk av området
2. Dokumentasjon av villreinens arealbruk og hvordan beiteressurser og menneskelig aktivitet påvirker denne
3. En langsiktig og ekstensiv overvåking av villreinens bruk av området

1: Kartlegging av beiteressurser som er av betydning for villreinens bruk av området

Generelt sett er ville dyrs bruk av leveområdene nært knyttet til tilgang på viktige beiteressurser og beskyttelse mot predasjon. Dette er generelle fenomener og bidrar i stor grad til å forklare enkeltarters økologiske særpreg. For villreinens del gjelder dette for eksempel årlige vandringer mellom vinter og sommerbeiter, bruk av kalvingsområder, og den mer nomadiske livsførselen som vi finner i de norske villreinstammene. Avstanden mellom sommer og vinterbeiter er så kort at en ikke har det samme migratoriske levesettet vi ser i de store arktiske villreinstammene i Sibir og Nord Amerika. Fordelingen av- og kvaliteten på beiteressursene er derfor av svært stor betydning når vi skal prøve å forstå villreinens arealbruk. Utvikling av ny teknologi har gjort det mulig å kartlegge fordeling av beiter over store områder, noe som tidligere var svært ressurskrevende. Utvikling av programvare og tilgang til høyoppløselige satellittbilder er her viktige elementer. Dette er rasjonelle teknikker i et slikt undersøkelsesprogram. I denne delen av prosjektet foreslår vi derfor at det utarbeides et vegetasjonskart over området som identifiserer de viktigste beiteressursene for villrein. I tillegg til en slik klassifisering bør en også etablere et kartgrunnlag som viser kvaliteten- eller biomassen i lavbeitene. Dette er av spesiell betydning både for å tolke reinens nåværende bruk, men også eventuelle framtidige arealbruksendringer som følge av tilbakeføring av skytefeltet.

2: Dokumentasjon av villreinens arealbruk og hvordan beiteressurser og menneskelig aktivitet påvirker denne

Flere nyere undersøkelser har dokumentert effekter av tekniske installasjoner og menneskelig aktivitet på villreinens arealbruk. Generelt har disse resultatene vist at reinen i større eller mindre grad unngår områder med middels- til høyt forstyrrelsesnivå, og videre at dette kan medføre en betydelig økning i beitepresset i gjenværende områder. De aller fleste av disse undersøkelsene er basert på overvåkingsdata eller tidsserier som har vært samlet inn i forbindelse med annen forskningsaktivitet, og en har i svært liten grad hatt muligheter til å gjennomføre godt planlagte undersøkelser som både har dokumentert arealbruken før og etter etablering av tekniske inngrep. Mulighetene for å studere ville dyrs arealbruk har endret seg vesentlig i løpet av få år etter som mer avansert teknologi har blitt tilgjengelig. Av spesiell interesse i forhold til undersøkelser av arealkrevende arter er utvikling av GPS (Global positioning systems) basert radiosendere som erstatning for tradisjonelle vhf-sendere.

Vi foreslår derfor at det legges opp til en 4-6 årig undersøkelse som ved hjelp av GPS-sendere tar sikte på å dokumentere reinens bruk av Snøhettaområdet. Denne undersøkelsen vil gi et svært omfattende datasett som vil gjøre det mulig å relatere villreinens arealbruk både til fordeling av beiteressurser og andre ytre påvirkningsfaktorer som forstyrrelser og tekniske inngrep. I forbindelse med Rv7 over Hardangervidda har vi igang et prosjekt som fokuserer på effektene av denne vegen på villreinens arealbruk. Dermed har vi opparbeidet betydelige erfaringer med denne type teknologi og ser klart det store potensiale slike undersøkelser har i forhold til problematikken på Dovrefjell. Dersom en skulle lykkes med å etablere slike undersøkelser på Dovre vil ikke dette bare være av betydelig verdi for forvaltningen av dette området, men også av stor betydning som referanse og testgrunnlag både for overføringsverdien av resultatene fra Hardangervidda, samt for arealforvaltningen i villreinområdene generelt.

3: En langsiktig og ekstensiv overvåking av villreinens bruk av området

I tillegg til aktiviteten som er beskrevet under punkt 1 og 2 foreslår vi et ekstensivt opplegg som tar sikte på å dokumentere reinens bruk av området. Dette vil styrke dagens overvåkningsrutiner i Snøhettaområdet, og bidra til at en aggregerer data som over lang tid vil kunne bidra til å dokumentere mer langsiktige arealbruksendringer. Et slikt opplegg kan samkjøres med dagens minimumstillinger om vinteren. Dette vil gi 1- 2 årlige systematisk innsamla oversikter som viser hovedtrekkene i reinens bruk av området. Rent praktisk innebærer dette at en styrker villreinutvalgets årlige minimumstillinger.

Gjennomføring og forventa resultater

Prosjektet vil kunne startes allerede sommeren 2003. I første omgang er det aktuelt å supplere allerede eksisterende data som viser fordeling av ulike vegetasjonstyper i området. Fra området rundt Hjerkinne finnes det allerede mye data og ulike tilgjengelige vegetasjonskart både på analogt og digitalt format. Et første skritt i vegetasjonskartleggingen av området vil derfor være å knytte allerede eksisterende data til satellittbilder og på dette grunnlaget utarbeide et utkast til et vegetasjonskart. Etter at det er etablert et slikt kartutkast vil det være nødvendig å innhente nye

bakke data som brukes for å teste nøyaktigheten i det digitale kartproduktet. Dette kan gjøres sommeren 2004.

Radiomerking vil kreve en del forberedelser og planlegging ikke minst i forhold til godkjenning av forsøksdesign, innhenting av nødvendige løyver, innkjøp av radiosendere osv. Vi ser det derfor som først aktuelt å starte arbeidet med radiomerking vinteren 2004. GPS-senderene vil ha en levetid på 2- 4 år avhengig av hvor intensiv datainnsamling en benytter. Undersøkelsene på Hardangervidda har for eks. et design der hver sender henter en GPS-posisjon hver 3. time, og senderne har da ei forventa levetid på 2,5 - 3 år. Dersom en bruker samme design i Snøhetta vil dette kreve at en henter inn radiosenderne og remerker dyr minst 2 ganger i løpet av prosjektet. Datainnsamling og tilrettelegging av prosjektet bør etter vår skjønn i størst mulig grad samkjøres med annen forskningsaktivitet i området. Det mest nærliggende i så måte er annen aktivitet som fokuserer på *vegetasjon og vegetasjonskartlegging* innen skytefeltet og ikke minst *jervprosjektet*. En samkjøring mellom forskningsaktiviteten på jerv og villrein vil ha muligheter til å videreføre en betydelig del av forskningsplattformen for "høgfjellsøkologi-prosjektet" som i sin tid ble gjennomført på Dovre. I tillegg til problemstillingene som utelukkende er knyttet til villreinens bruk av området, vil en med en slik samkjøring også ha muligheter til å fokusere på betydningen av jerven i forhold til villrein. Nærliggende eksempler her er jervens bruk av fjellområdet, og da særlig i forbindelse med reinskalvinga og villreinens bruk av kalvingsområdet.

8 Litteratur

- Adamczewski, J. Z., C. C. Gates, et al. (1987). "Seasonal changes in body composition of mature female caribou and calves (*rangifer tarandus groenlandicus*) on an arctic island with limited winter resources." Canadian journal of zoology 65: 1149-1157.
- Adamczewski, J. Z., C. C. Gates, et al. (1988). "Limiting effects of snow on seasonal habitat use and diets of caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on Coats Island, Northwest Territories, Canada." Canadian Journal of Zoology 66: 1986-1996.
- Adamczewski, J. Z., R. J. Hudson, et al. (1993). "Winter energy balance and activity of female caribou on Coats Island, Northwest Territories: the relative importance of foraging and body reserves." Canadian Journal of Zoology 71: 1221-1229.
- Adams, L. G. & B. W. Dale (1998). "Reproductive performance of female Alaskan caribou." Journal of Wildlife Management 62(4): 1184-1195.
- Andrén, H. (1994). "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review." Oikos 71: 355-366.
- Arseneault, D., N. Villeneuve, et al. (1997). "Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Quebec: An application of fire history and landsat data." Journal of Applied Ecology [J. APPL. ECOL.] 34(1): 65-78.
- Baskin, L. M. (1990). "Population dynamics of reindeer." Rangifer Special Issue 3: 151-156.
- Bergerud, A. T. (1980). A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium, Røros, Norway.
- Bergerud, A. T. (1996). "Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet?" Rangifer (Special Issue No. 9): 95-116.

- Berntsen, F., R. Langvatn, et al. (1996). "Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy." NINA oppdragsmelding 390: 1-22.
- Båtstad, K. R. (2001). Ferdsele i Dovrefjellområdet sammenlignet med bruksområdet til villrein 1999-2000. Villreinen 2001: 41-45.
- Cameron, R. D. (1994). "Reproductive pauses by female caribou." Journal of Mammalogy 75(1): 10-13.
- Cameron, R. D., E. A. Lenart, et al. (1995). "Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska." Rangifer 15(1): 3-7.
- Cameron, R. D., D. J. Reed, et al. (1992). "Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska." Arctic 45(4): 338-342.
- Carruthers, D. R. and R. D. Jakimchuk (1987). "Migratory movements of the Nelchua caribou herd in relation to the trans-Alaska pipeline." Wildlife Society Bulletin 15: 414-420.
- Caughley, G. (1994). "Directions in conservation biology." Journal of Animal Ecology 63: 215-244.
- Caughley, G. and A. Gunn (1996). Conservation biology in theory and practice. Oxford, Blackwell Science.
- Caughley, G. & J. H. Lawton (1981). Plant-Herbivore systems. Theoretical population ecology. R. M. May. Oxford, Blackwell: 132-167.
- Cocklin, C., S. Parker, et al. (1992). "Notes on the cumulative environmental change I: Concepts and issues." Journal of environmental management 35: 31-49.
- Couturier, S., J. Brunelle, et al. (1990). "Changes in the population dynamics of the George River caribou herd, 1976-87." Arctic 43(1): 9-20.
- Crête, M. & J. Huot (1993). "Regulation of a large herd of migratory caribou: summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams." Canadian Journal of Zoology 71: 2291-2296.
- Curatolo, J. A. & S. M. Murphy (1986). "The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of caribou, Rangifer tarandus." Canadian Field Naturalist 100(2): 218-224.
- DN (1995). Forvaltning av hjortevilt mot år 2000, Direktoratet for Naturforvaltning. DN-rapport 1995-1.
- Dooley, J. L. and M. A. Bowers (1998). "Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale." Ecology 79(3): 969-980.
- Eide, S. H., S. D. Miller, et al. (1986). "Oil pipeline crossing sites utilized in winter by moose, Alces alces and caribou Rangifer tarandus, in southcentral Alaska." Canadian Field Naturalist 100: 197-207.
- Fahrig, L. (1997). "Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction." Journal of Wildlife Management 61(3): 603-610.
- Fancy, S. G. (1983). "Movements and activity budgets of caribou near oil drilling sites in the Sagavanirktok River floodplain, Alaska." Arctic 36(2): 193-197.
- Fancy, S. G., K. R. Whitten, et al. (1994). "Demography of the Porcupine caribou herd, 1983-1992." Canadian Journal of Zoology 72: 840-846.
- Fowler, C. W. (1987). "A review of density dependence in populations of large mammals." Current Mammalogy 1: 401-441.

- Gates, C. C., J. Adamczewski, et al. (1986). "Population dynamics, winter ecology and social organization of Coats Island caribou." Arctic 39(3): 216-222.
- Gill, J. A., K. Norris, et al. (2001). "Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance." Biological Conservation 97: 265-268.
- Gill, J. A. & W. J. Sutherland (2000). Predicting the consequences of human disturbance from behaviour decisions. Behaviour and Conservation. M. L. Gosling and W. J. Sutherland. Cambridge, Cambridge university press: 51-65.
- Gill, J. A., W. J. Sutherland, et al. (1996). "A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations." Journal of Applied Ecology 33: 786-792.
- Gunn, A. (1992). "The dynamics of caribou and muskoxen foraging in arctic ecosystems." Rangifer 12(1): 13-15.
- Gunn, A. & F. L. Miller (1980). Responses of Peary caribou cow-calf pairs to helicopter harassment in the Canadian high arctic. Proceedings of the 2nd International Reindeer / Caribou Symposium.
- Gunn, A., F. L. Miller, et al. (1985). Behavioral responses of barren ground caribou cows and calves to helicopters on the Beverly Herd calving ground, Northwest Territories. Caribou and Human Activity.
- Gaare, E. & Skogland, T. (1979). Forholdet mellom lav og rein studert ved hjelp av en enkel modell. Det annet internasjonale rein/karibu symposium, Røros 1979 - sammendrag: 8
- Gaare, E. (1985). Setesdal-Vest villreinområde. Taksering av beitene og beregning av bæreevnen. DVF-Viltforskningen. Rapport 18 s.
- Gaare, E. (1986). Potensielle lavbeiter for rein i Nord-Ottadal villreinområde. En foreløpig rapport til årsmøtet i villreinutvalget, Dombås 12. april 1986. 11s.
- Gaare, E. (1987). Reinbeiter i Sølknletten villreinområde. DN-Viltforskningen. Rapport17s.
- Gaare, E. & Hansson, G. (1989). Taksering av reinbeiter på Hardangervidda. NINA-rapport. 35s.
- Gaare, E. (1993). Kartlegging av beiter for villrein. Foredrag på seminar for reindriften 19-21 nov. 1993, Tromsø. Notat 10s.
- Gaare, E. (1994). Nordfjella villreinområde, hva krever reinen av det? NINA-Oppdragsmelding 297-1994: 20s.
- Hanski, I., T. Pakkala, et al. (1995). "Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape." Oikos 72(1): 21-28.
- Hanstrøm, B. (1963). *Djurens verden*. Band 14. Dagdjur. Førlags-huset Norden AB. Malmø.
- Harrington, F. H. & A. M. Veitch (1992). "Short-term impacts of low level jet fighter training on caribou in Labrador." Arctic 44(4): 318-327.
- Heard, D. C. (1990). "The intrinsic rate of increase of reindeer and caribou populations in arctic environments." Rangifer Special Issue 3: 169-173.
- Heard, D. C. & G. W. Calef (1986). "Population dynamics of the Kaminuriak caribou herd, 1968-1985." Rangifer Special Issue 1: 159-166.

- Hockin, D., M. Ounsted, et al. (1992). "Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments." Journal of Environmental Management 36: 253-286.
- Horejsi, B. L. (1981). "Behavioral response of barren ground caribou to a moving vehicle." Arctic 34(2): 180-185.
- Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Villreinen i Dovre-Rondane." Norwegian Institute for Nature Research. Oppdragsmelding 493: 1-26.
- Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95." Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.
- Jordhøy, P. 2001. Snøhettareinen. Snøhetta forlag: 272s.
- Klein, D. R. (1968). "The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew Island." Journal of Wildlife Management 32(2): 350-367.
- Klein, D. R. (1971). "Reaction of reindeer to obstructions and disturbances." Science 173: 393-398.
- Klein, D. R. (1973). "The reaction of some northern mammals to aircraft disturbance." Transactions of the International Union of Game Biologists Congress 11: 377-383.
- Klein, D. R. (1987). "Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island." Journal of Range Management 40(4): 336-338.
- Klein, D. R. (1991). "Limiting factors in caribou population theory." Rangifer Special Issue 7: 30-335.
- Langvatn, R. & Andersen, R. 1991. Støy og forstyrrelser, - metodikk til registrering av hjortedyrs reaksjon på militær aktivitet. NINA - Oppdragsmelding 098 - 1991.
- Leader-Williams, N. (1980). "Population dynamics and mortality of reindeer introduced into South Georgia." Journal of Wildlife Management 44(3): 640-657.
- Leader-Williams, N., R. I. L. Smith, et al. (1987). "Influence of introduced reindeer on the vegetation of South Georgia: results from a long-term exclusion experiment." Journal of Applied Ecology 24: 801-822.
- Leader-Williams, N., D. W. H. Walton, et al. (1989). "Introduced reindeer on South Georgia - a management dilemma." Rangifer 9(2): 59-65.
- Luick, B. R., J. A. Kitchens, et al. (1996). "Modelling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jet aircraft." Rangifer Special issue 9: 209-212.
- Messier, F. (1991). "Detection of density dependent effects on caribou numbers from a series of census data." Rangifer Special Issue 7: 36-45.
- Milner Gulland, E. J. & R. Mace (1998). Conservation of biological resources. London, Blackwell Scientific.
- Murphy, S. M. & J. A. Curatolo (1987). "Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska." Canadian Journal of Zoology 65: 2483-2490.
- Nellemann, C. (1997). "Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway." Arctic 49(4): 339-347.
- Nellemann, C. & R. D. Cameron (1998). "Cumulative impacts of an oil-field complex on the distribution of calving caribou." Canadian Journal of Zoology 76: 1425-1430.

Nellemann, C., P. Jordhøy, et al. (2000). "Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter." Arctic 53: 9-17.

NEP - United Nations Environmental Programme. (2001). C. Nellemann, L. Kullerud, I. Vistnes, B. C. Forbes, T. Foresman, E. Husby, G. P. Kofinas, B. P. Kaltenborn, J. Rouaud, M. Magomedova, R. Bobiwash, C. Lambrechts, P. J. Schei, S. Tveitdal, O. Grøn and T. S. Larsen. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. The Arctic 2050 scenario and global application. UNEP/DEWA/TR.01-3.

Nellemann, C., I. Vistnes, et al. (2001). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts." Biological Conservation.

Nellemann, C., I. Vistnes, et al. (2002). HÁLKAVÁRRE – Porsangmoen skytefelt konsekvenser og muligheter for reindriften og forsvaret. NINA oppdragsmeldingxxx

Nellemann, C., I. Vistnes, et al. (2003). Progressive impacts of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation*, in press.

NFR (2002). Reinprosjektet. Effekter av kraftledninger og vindmøller på villrein. Norges forskningsråd - området for industri og energi. 45s.

NIJOS, 1999. Vegetasjonskart Hjerkinns skytefelt. Målestokk 1:30 000. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.

Opdam, P. (1991). "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies." Landscape Ecology 5(2): 93-106.

Ouellet, J. P., D. C. Heard, et al. (1996). "Population ecology of caribou populations without predators: Southampton and Coats Island herds." Rangifer (Special Issue No. 9): 17-26.

Reimers, E. (1980). Activity pattern: the major determinant for growth and fattening in Rangifer ? Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium.

Reimers, E. (1983). "Reproduction in wild reindeer in Norway." Canadian Journal of Zoology 61(1): 211-217.

Reimers, E. (1997). "Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective." Rangifer 17(3): 105-118.

Reimers, E., J. Colman, et al. (2000). "Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis." Rangifer special issue No.12: 112.

Reimers, E., J. Colman, et al. (2000). "Frykt- og fluktavstander hos villrein." Villreinen: 76-80.

Reimers, E., L. Villmo, et al., Eds. (1980). Status of rangifer in Norway including Svalbard. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp. Røros, Norway, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

Røed, K. (1983). "Enzyme polymorphism in one wild and two semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus* L.) herds of southern Norway." Acta Zoologica Fennica 175: 81-83.

Røed, K. (1985). "Genetic differences at the transferrin locus in Norwegian semi domestic and wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." Hereditas 102: 199-206.

Røed, K. (1986). "Genetic variability in Norwegian wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." Hereditas 104: 63-68.

- Seip, D. R. (1992). "Factors limiting woodland caribou populations and their inter-relationships with wolves and moose in southeastern British Columbia." Canadian Journal of Zoology 70: 1494-1503.
- Sinclair, A. R. E. (1996). Mammal populations: fluctuation, regulation, life history theory and their implications for conservation. Frontiers of Population Ecology, Australia, CSIRO.
- Skogland, T. (1978). "Characteristics of the snow cover and its relationships to wild mountain reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) feeding strategies." Arctic and Alpine Research 10(3): 569-580.
- Skogland, T. (1983). "The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer." Source Oecologia 60(2): 156-168.
- Skogland, T. (1984). "The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer." Rangifer 4(2): 39-46.
- Skogland, T. (1984). "Wild reindeer foraging niche organisation." Holarctic Ecology 7: 345-379.
- Skogland, T. (1985). "The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer." Journal of Animal Ecology 54: 359-374.
- Skogland, T. (1986). "Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds." Journal of Wildlife Management 50(2): 314-319.
- Skogland, T. (1986). "Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway." Rangifer Special Issue 1: 267-272.
- Skogland, T. (1988). "Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer." Oikos 51(2): 238-242.
- Skogland, T. (1989). "Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance." Advances in Ethology 29: 1-74.
- Skogland, T. (1990). "Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects." Oecologia 84(4): 442-450.
- Skogland, T. (1990). "Villreins tilpasning til naturgrunnlaget." NINA Forsknings Rapport 10: 1-33.
- Skogland, T. (1993). "Villreines bruk av Hardangervidda." NINA Oppdragsmelding 245: 23.
- Skogland, T. (1994). Villrein - fra urinnvåner til miljøbarometer. Oslo, Teknologisk Forlag.
- Skogland, T. & B. Grøvan (1988). "The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition." Rangifer 8(1): 11-19.
- Skogland, T. & Mølmen, Ø. (1980). Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium .
- Soulé, M. E. & B. A. Wilcox (1980). Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Massachusetts, Sinauer Associates Inc.
- Spellerberg, I. F. (1998). "Ecological effects of roads and traffic: a literature review." Global Ecology and Biogeography Letters 7: 317-333.
- Strand, O., P. Jordhøy, et al. (2000). "Villrein som naturressurs: utnyttelse og bevaring." Villreinen 2000: 34-43.
- Strand, O., E. Solberg, et al. (In Prep.). "Density dependence in a fluctuating reindeer herd: recovery from a intergeneration effect caused by food limitation." .

Surrendi, D. C. & E. A. DeBock (1976). Seasonal distribution population status and behaviour of the Porcupine Caribou Heard. Edmonton, Canadian Wildlife Service.

Sutherland, W. J. (1998). "The importance of behavioural studies in conservation biology." Animal Behaviour 56: 801-809.

Swanson, J. D. & M. H. W. Barker (1992). "Assessment of Alaska reindeer populations and range conditions." Rangifer 12(1): 33-42.

Sæther, B. E. (1997). "Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms." Trends in Ecology and Evolution 12(4): 143-149.

Tyler, N. C. (1991). "Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer to direct provocation by a snowmobile." Biological conservation 56: 179-194.

Valkenburg, P. & J. L. Davis (1985). The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. Caribou and Human Activity. Proceedings of the 1st North American Caribou Workshop.

Vistnes, I., & Nellemann, C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. Journal of Wildlife Management 65:915-925.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy, and O. Strand. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. Polar Biology 24:531-537.

Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy, and O. Strand. 2003. Infrastructure as barriers to wild reindeer migration. Journal of Wildlife Management (in).

Warenberg, K., Ö. Danell, et al. (1997). Flora i reinbeiteland. Tromsø, Nordisk organ for reinforskning (NOR) Landbruksforlaget.

Weber, B. 1987. Proceedings of the Tenth Viking Congress. Larkollen, Norway, 1985. Universitetets Oldsaksamlings Skrifter - Ny rekke nr. 9-1987.

Wiens, J. A. (1990). "Habitat fragmentation and wildlife populations: the importance of autecology, time and landscape structure." Transactions of the 19th International Union of Game Biologists Congress Trondheim, Norway: 381-391.

Wolfe, S. A., B. Griffith, et al. (2000). "Response of reindeer and caribou to human activities." Polar reserch 19 (1): 63-73.

Vorkinn, M. & Flygind, S. 2003. Tilbakeføring av Hjerkinns skytefelt til sivile formål – utredning friluftsliv. ØF-Rapport nr. 02/2003